



# **ADAPTAÇÃO TECNOLÓGICA DA ETA RIO MANSO-BRUMADINHO APÓS O ROMPIMENTO DAS BARRAGENS DA VALE S/A**

Cristian Brito Araújo  
Natalia Huppes Borges

## **Projeto Final de Curso**

### **Orientadoras**

Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valeria da Fonseca, D. Sc.  
Prof.<sup>a</sup> Ana Mehl, D. Sc.

Junho de 2021

# **ADAPTAÇÃO TECNOLÓGICA DA ETA RIO MANSO- BRUMADINHO APÓS O ROMPIMENTO DAS BARRAGENS DA VALE S/A**

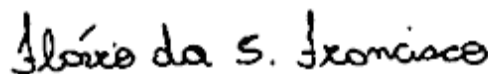
***Cristian Brito Araújo***  
***Natalia Huppes Borges***

Projeto Final de Curso submetido ao Corpo Docente da Escola de Química, como parte dos requisitos necessários à obtenção do grau de Engenharia Química.

Aprovado por:



Marcelo Mendes Viana, D. Sc.

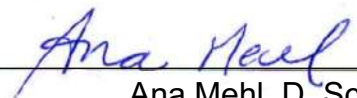


Flávio da Silva Francisco, D. Sc.

Orientado por:



Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.



Ana Mehl, D. Sc.

Rio de Janeiro, RJ – Brasil.

Junho de 2021

BC933a Brito Araújo, Cristian;  
Adaptação tecnológica da ETA Rio Manso-Brumadinho após o rompimento das barragens da Vale S/A / Cristian Brito Araújo. -- Rio de Janeiro, 2021.  
137 f.

Orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca.

Coorientadora: Ana Mehl.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) –  
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Bacharel em Engenharia Química, 2021.

1. Tratamento de água. 2. Nanofiltração. 3. ETA Rio Manso. 4. Projeto Final de Curso (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Fabiana Valéria da Fonseca e Ana Mehl. I. Valéria da Fonseca , Fabiana , orient. II. Mehl, Ana , coorient. III. Adaptação tecnológica da ETA Rio Manso-Brumadinho após o rompimento das barragens da Vale S/A.

Hupples Borges, Natalia;  
HN272a      Adaptação tecnológica da ETA Rio Manso-Brumadinho após o rompimento das barragens da Vale S/A / Natalia Hupples Borges. -- Rio de Janeiro, 2021.  
137 f.

Orientadora: Fabiana Valéria da Fonseca.

Coorientadora: Ana Mehl.

Trabalho de conclusão de curso (graduação) –  
Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Bacharel em Engenharia Química, 2021.

1. Tratamento de água. 2. Nanofiltração. 3. ETA Rio Manso. 4. Projeto Final de Curso (Graduação – UFRJ/EQ). 5. Fabiana Valéria da Fonseca e Ana Mehl. I. Valéria da Fonseca , Fabiana , orient. II. Mehl, Ana , coorient. III. Adaptação tecnológica da ETA Rio Manso-Brumadinho após o rompimento das barragens da Vale S/A.

*Dedicamos este trabalho, como uma forma de homenagem e respeito à todas as vítimas de rompimentos de barragens, e às vítimas da COVID-19 no Brasil e no mundo. Às famílias, nossa solidariedade.*

*“Amar é um ato de coragem.”*

Paulo Freire

## AGRADECIMENTOS CRISTIAN

Agradecer a minha mãe, Zilami, pelo apoio incondicional nesta jornada. Gostaria de registrar que ela é a mulher mais incrível, determinada e resiliente que eu conheço, e se eu for 1% da mulher que ela é, já serei um grande homem, com uma grande história para contar. Te amo infinitamente, você é e sempre será minha inspiração.

Ao meu pai, Cristiano, ao meu irmão Kevin, ao meu tio Jairo e a minha prima Débora, muito obrigado por todo apoio e amor, mesmo distantes, sempre estivemos próximos. De alguma forma vocês estiveram comigo nos momentos mais difíceis. Amo vocês.

A minha grande amiga Ana Paula, hoje engenheira, como eu te amo, meu muito obrigado por tanto, por ter sido minha parceira em todos os momentos, nos ruins e nos bons. Eu sempre levarei você no meu coração, não importa para onde o destino nos leve, você sempre estará comigo. O seu sucesso é o meu sucesso. Te amo.

Ao meu grande amigo, irmão, um dos maiores artistas que eu conheço, Mika Macedo, que eu amo e sempre amarei. Aprendi tanto com você, tantos momentos inesquecíveis que levarei para sempre comigo. Eu sempre estarei lá, na primeira fila, te aplaudindo.

Ao Diretório Acadêmico da Escola de Química (DAEQ), onde eu tive o privilégio de ser presidente, entidade que tanto me ensinou e me transformou. A luta por uma educação pública, gratuita e de qualidade é de todo o povo brasileiro. Que cada vez tenhamos mais uma engenharia humanizada, solidária e socialmente representada.

Agradeço as minhas orientadoras, Fabiana Valéria e Ana Mehl, por todo o apoio, pela parceria em vários projetos por tanto tempo, vocês são referência de grandes mulheres para mim. Vocês dão sentido à palavra professora, à palavra amor. Vocês sempre estarão em um lugar muito especial no meu coração.

Aos amigos que a UFRJ me deu, cada um de vocês têm um espaço especial no meu coração e sempre estarão comigo. Amo cada um de vocês. Todos, de alguma forma, me transformaram. Saio da UFRJ outro homem.

## **AGRADECIMENTOS NATALIA**

Agradeço ao meu pai e mãe, Randal e Marli, por todo o suporte, esforço e abnegação para que eu pudesse estudar. Ao longo dos anos, toda paciência e admiração tornaram possível o sonho de me graduar na maior Universidade Federal do país. Vocês são minha maior motivação. Essa vitória é nossa!

Às minhas irmãs, Marília e Maria Clara, por acreditarem no meu potencial e me apoiarem nos momentos mais difíceis. Ao tio Fábio, meu exemplo e um dos maiores incentivadores de cursar o Ensino Superior. Agradeço aos meus avós, Lourdes, mulher guerreira que criou seus filhos e netos com suor e dedicação, e Delcídio, que deixou como legado para toda a família os ensinamentos de humildade e superação.

Aos meus companheiros e companheiras do Partido Comunista Revolucionário e da União da Juventude Rebelião, que me fizeram acreditar na construção de uma sociedade mais justa, sem opressão e tornaram essa jornada uma conquista coletiva.

Agradeço a oportunidade de ter feito parte do Diretório Acadêmico da Escola de Química e do Diretório Central dos Estudantes – DCE Mário Prata, que me proporcionaram construir a luta em defesa da Universidade Pública.

Aos meus professores, incansáveis no trabalho árduo de exercer a profissão de educadores.

Aos trabalhadores técnico administrativos, terceirizados e permissionários que mantém a UFRJ de pé, meu muito obrigada.

Agradeço às minhas orientadoras, Fabiana e Ana, pela disponibilidade, auxílio e dedicação nesse ciclo que se encerra, e também pelo carinho e conselhos ao longo dos anos.

E, por fim, a todos que dedicam suas vidas na construção de uma educação pública inclusiva, democrática e de qualidade.



Resumo do Projeto de Final de Curso apresentado à Escola de Química como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Química.

## **ADAPTAÇÃO TECNOLÓGICA DA ETA RIO MANSO-BRUMADINHO APÓS O ROMPIMENTO DAS BARRAGENS DA VALE S/A**

Cristian Brito Araújo  
Natalia Hupples Borges

Junho, 2021

**Orientadores:** Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.,  
Prof.<sup>a</sup> Ana Mehl, D. Sc.

O aprimoramento dos processos de tratamento de água para consumo humano tem sido de grande importância para fornecer água de qualidade à população. Em 2019, na região de Brumadinho, Minas Gerais, as barragens 1, 4A e 4 da mineradora Vale/SA e da BHP Billiton se romperam, vitimando 270 pessoas e promovendo uma ampla destruição ambiental. Além disso, a captação da água do rio Paraopeba foi suspensa em consequência dos impactos da lama tóxica, causando o desabastecimento de água para milhares de habitantes. Tendo como objetivo tratar a água do rio Paraopeba, este trabalho contém uma avaliação técnica de adaptações tecnológicas da Estação de Tratamento de Água Rio Manso, local de destino da captação da água bruta do Rio Paraopeba. Os tratamentos avançados discutidos, a serem adaptados ao tratamento convencional já existente, foram a microfiltração, ultrafiltração, adsorção com carvão ativado, troca iônica, nanofiltração e osmose inversa com remineralização. A escolha baseou-se nas tecnologias capazes de removerem as substâncias contaminantes de modo a fornecer uma água com padrões de potabilidade. Para análise das combinações de tratamento, apresentou-se uma superestrutura com todas as combinações de possibilidades de tratamento. Posteriormente, determinou-se todos os fluxogramas resultantes. Conclui-se que o sistema mais promissor é a combinação da ultrafiltração e nanofiltração como adaptações da Estação de Tratamento de Água Rio Manso. Os resultados obtidos mostraram que a ultrafiltração apresentou 95 % de eficiência na retenção de compostos com massa molar acima de 50 kDa. A nanofiltração apresenta eficiência de operação superior a 97 % permitindo a retenção de material remanescente em suspensão e íons polivalentes, garantindo os padrões de potabilidade da água em relação aos metais contaminantes. Além disso, a nanofiltração consegue operar em menor pressão e com fluxos mais elevados quando comparada a osmose inversa e dispensa a etapa de remineralização. Por fim, após os processos escolhidos, determinou-se os valores estimados para as eficiências de remoção dos parâmetros que promovem a inadequação da água para o consumo humano e comprovou-se ser possível a entrega de água à população dentro dos limites legais para consumo.

**Palavras-chave:** Tratamento de águas, Rio Paraopeba, ETA Rio Manso, Ultrafiltração, Nanofiltração.

Abstract of Final Course Project presented to Escola de Química as partial fulfillment of the requirements needed to obtain the degree of Chemistry Engineering.

## **TECHNOLOGICAL ADAPTATION TO THE RIO MANSO WATER TREATMENT PLANT IN BRUMADINHO-MG AFTER THE COLLAPSE OF VALE/AS DAMS**

Cristian Brito Araújo  
Natalia Hupples Borges

June 2021

**Supervisors:** Prof.<sup>a</sup> Fabiana Valéria da Fonseca, D. Sc.,  
Prof.<sup>a</sup> Ana Mehl, D. Sc.

The improvement of water treatment processes for human consumption has been of great importance to provide quality water to the population. In 2019, in the region of Brumadinho, Minas Gerais, dams 1, 4A and 4 of mining company Vale/SA and BHP Billiton collapsed, killing 270 people and causing widespread environmental destruction. In addition, the collection of water from the Paraopeba River was suspended as a result of the impacts of the toxic sludge, causing a shortage of water for thousands of inhabitants. With the objective of treating water from the Paraopeba River, this work contains a technical evaluation of technological adaptations of the Rio Manso Water Treatment Station, the destination for the collection of raw water from the Paraopeba River. The advanced treatments discussed, to be adapted to the existing conventional treatment, were microfiltration, ultrafiltration, activated carbon adsorption, ion exchange, nanofiltration and reverse osmosis with remineralization. The choice was based on technologies capable of removing contaminating substances in order to provide water with drinking standards. For analysis of treatment combinations, a superstructure with all combinations of treatment possibilities was presented. Subsequently, all resulting flowcharts were determined. It is concluded that the most promising system is the combination of ultrafiltration and nanofiltration as adaptations of the Rio Manso Water Treatment Station. The results obtained showed that ultrafiltration showed 95 % efficiency in the retention of compounds with molar mass above 50 kDA. Nanofiltration has an operating efficiency greater than 97 %, allowing the retention of material remaining in suspension and polyvalent ions, guaranteeing the standards of drinking water in relation to contaminating metals. In addition, nanofiltration is able to operate at lower pressure and with higher flows when compared to reverse osmosis and does not require the remineralization step. Finally, after the chosen processes, the estimated values for the removal efficiencies of the parameters that promote the inadequacy of water for human consumption were determined and it was proved possible to deliver water to the population within the legal limits for consumption.

**Keywords:** Water treatment, Paraopeba River, Rio Manso WTP, Ultrafiltration, Nanofiltration.

## ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>1</b>
1.1 OBJETIVO .....	6
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>7</b>
2.1 Classificações dos rios .....	7
2.2 Caracterização dos parâmetros dos índices de qualidade da água em rio de Classe 2 .....	9
2.2.1. Turbidez .....	11
2.2.2. Alumínio dissolvido .....	11
2.2.3. Chumbo total e mercúrio total .....	12
2.2.4. Ferro dissolvido .....	13
2.2.5. Ferro total e Manganês total .....	13
2.2.6. Cobre dissolvido.....	14
2.3. Tecnologias para Tratamento de água.....	15
2.3.1. Coagulação .....	15
2.3.2. Floculação .....	18
2.3.2. Sedimentação .....	20
2.3.3. Filtração .....	25
2.3.4. Processos de Separação por Membranas .....	32
2.3.5. Adsorção .....	45
2.3.6. Processo Oxidativo Avançado .....	58
2.3.7. Desinfecção .....	60
<b>3. METODOLOGIA .....</b>	<b>63</b>
<b>4. RESULTADOS .....</b>	<b>67</b>
4.1. Classificação das águas do Rio Paraopeba .....	67
4.1.1. Geografia do rio Paraopeba.....	67
4.2. Caracterização das águas do Rio Paraopeba antes rompimento das barragens 1, 4A e 4 .....	69

4.2.1	Turbidez, chumbo total, mercúrio total e cobre dissolvido .....	69
4.2.2	Alumínio dissolvido, ferro dissolvido, manganês total.....	70
4.3.	Medidas de mitigação adotadas para interrupção do carreamento de rejeito e sedimentos ao Rio Paraopeba em 2019 e 2020 .....	71
4.4.	Caracterização das águas do Rio Paraopeba após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 .....	75
4.4.1.	Manganês total.....	76
4.4.2.	Chumbo total .....	77
4.4.3.	Mercúrio total .....	78
4.4.4.	Turbidez .....	80
4.4.5.	Alumínio dissolvido .....	81
4.4.6.	Ferro total.....	82
4.4.7.	Ferro dissolvido.....	83
4.4.8.	Cobre dissolvido.....	84
4.5.	TRATAMENTO DA ÁGUA DO RIO PARAPEBA .....	85
4.6.	Caracterização da ETA Rio Manso.....	86
4.7.	Síntese de processos .....	89
4.8.	Superestrutura .....	90
4.9.	Eficiência das operações empregadas .....	93
4.10.	Fluxogramas dos tratamentos avançados .....	94
4.10.1.	Tratamento com ultrafiltração vs. microfiltração .....	95
4.10.2.	Tratamento com carvão ativado .....	96
4.10.3.	Tratamento com resina de troca iônica .....	97
4.10.4.	Tratamento com osmose inversa .....	99
4.10.5.	Tratamento com nanofiltração .....	100
4.10.6.	Superestrutura com o tratamento escolhido.....	102
<b>5.</b>	<b>CONCLUSÃO E DISCUSSÕES .....</b>	<b>107</b>
5.1.	Para estudos futuros.....	108

<b>6. ANEXOS .....</b>	<b>110</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>126</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das barragens e caminho preliminar do rejeito.....	1
Figura 2 - Caminho do rejeito até a confluência do rio Paraopeba.....	2
Figura 3 - Rede de monitoramento emergencial - Rio Paraopeba.....	3
Figura 4 - Imagens de satélite (InSAR) - Movimentação de rejeitos de minério na B1, entre os dias 17 e 22 de janeiro de 2019, antes do rompimento. ....	4
Figura 5 - Esquema de interações entre coagulante-colóide e colóide-solvente,.....	16
Figura 6 - Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio vs. pH da mistura.....	17
Figura 7 - Floculador hidráulico de chicanas horizontais. ....	19
Figura 8 - Floculador mecânico paletas de eixo vertical. ....	20
Figura 9 - Ilustração de um decantador vertical. ....	23
Figura 10 - Ilustração de um decantador horizontal.....	24
Figura 11 - Ilustração de um decantador tubular. ....	25
Figura 12 - Corte longitudinal de um sistema formado por torta e meio filtrante. ....	26
Figura 13 - Esquema de como a filtração dupla ocorre. ....	30
Figura 14 - Filtração lenta com areia e cascalho. ....	31
Figura 15 - Configurações de sistemas de membranas quanto ao modo de operação..	34
Figura 16 - Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologia de membranas sintéticas.....	36
Figura 17 - Esquema dos módulos de MF. ....	38
Figura 18 - Diagrama comparativo dos limites de operação entre a NF, OI e UF. ....	41
Figura 19 - Transporte externo e interno de um adsorvato em massa líquida para a partícula de carvão ativado. ....	48
Figura 20 - Classificação das isotermas de sorção em sistemas aquosos.....	50
Figura 21 - Curva de ruptura. ....	51
Figura 22 - Curva tradicional da saturação de adsorventes em leito fixo. ....	52
Figura 23 - Representação dos poros do carvão ativado saturado com soluto. ....	53
Figura 24 - Síntese de resina catiônica.....	55
Figura 25 - Síntese de resina aniônica.....	56
Figura 26 - Metodologia desenvolvida neste trabalho.....	63
Figura 27 - Rede de monitoramento emergencial, rio Paraopeba. ....	65

Figura 28 - Mapa do Rio Paraopeba.....	68
Figura 29 – Barreira De Estabilização Da Calha (1) .....	72
Figura 30 – Barreira De Estabilização Da Calha (2) Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 29/10/2020. Adaptado, 2020. ....	72
Figura 31 - Barreira Hidráulica Zero (BH0) .....	72
Figura 32 - Dique 2.....	73
Figura 33 - Desvio revestido em concreto canvas .....	73
Figura 34 - Barreira Hidráulica Filtrante 1 .....	74
Figura 35 - Drenagem do reservatório da Cortina Metálica 1 .....	75
Figura 36 - Cortina Metálica 1 e 2 .....	75
Figura 37 - Bacias de sedimentação.....	75
Figura 38 - Bacias de sedimentação.....	75
Figura 39 - Vista aérea da ETA rio Manso em Brumadinho.....	86
Figura 40 - Esquema de tratamento de água convencional da ETA rio Manso.....	87
Figura 41 - Síntese de processos. ....	90
Figura 42 - Superestrutura com a combinação das tecnologias de tratamento de água. ....	91
Figura 43 - Eficiências dos tratamentos empregados.....	94
Figura 44 - Esquema com ultrafiltração. ....	96
Figura 45 - Tratamento com Carvão ativado.....	97
Figura 46 - Tratamento com Troca Iônica. ....	98
Figura 47 - Tratamento com Osmose Inversa.....	99
Figura 48 - Tratamento com Nanofiltração.....	101
Figura 49 - Superestrutura aplicada à ETA rio Manso. ....	103
Figura 50 - Valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto para o sistema com aplicação de ultrafiltração e nanofiltração. ....	104
Figura 51 - Os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto com carga 100% superior ao anterior para o sistema com aplicação de ultrafiltração e nanofiltração. ....	105

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Classes dos rios e parâmetros e qualidade. ....	9
Tabela 2 - pH e dosagem ideal dos principais coagulantes utilizados em tratamento de água. ....	18
Tabela 3 - Características dos processos de separação com membrana. ....	35
Tabela 4 - Características das membranas. ....	36
Tabela 5 - Aplicações comerciais de membranas de Nanofiltração em processos aquosos e não aquosos. ....	40
Tabela 6 - Principais diferenças entre a adsorção física e a química. ....	47
Tabela 7 - Principais parâmetros que afetam a adsorção de fluidos em carvão ativado. ....	49
Tabela 8 - Grupos funcionais ....	57
Tabela 9 - Propriedades de resinas do tipo gel e macroporosas ....	57
Tabela 10 - Sistemas usuais de processos oxidativos avançados ....	59
Tabela 11 - Identificação dos trechos, pontos, distância e locais de monitoramento ....	64
Tabela 12 - Pontos, locais e distâncias da origem do rompimento das barragens 1, 4A e 4 ....	66
Tabela 13 - Índices máximos coletados no ponto de captação da água bruta para tratamento. ....	93
Tabela 14 - Comparação entre duas membranas, MF e UF, de acordo com o fabricante. ....	95
Tabela 15 - Especificações dos trocadores iônicos escolhidos de acordo com os fabricantes. ....	99
Tabela 16 - Especificações das membranas de OI de dois fabricantes. ....	100
Tabela 17 - Especificações das membranas de NF escolhidas de acordo com os fabricantes. ....	102



## ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Distribuição de ETAs operadas pelas CESB, por tipo de tecnologia. ....	28
Gráfico 2 - Máxima concentração de Turbidez – 2000 até 2018. ....	69
Gráfico 3 - Máxima concentração de Chumbo Total – 2000 até 2018. ....	69
Gráfico 4 - Máxima concentração de Mercúrio Total – 2000 até 2018. ....	70
Gráfico 5 - Máxima concentração de Cobre dissolvido – 2000 até 2018. ....	70
Gráfico 6 - Máxima concentração de Manganês total – 2000 até 2018. ....	70
Gráfico 7 - Máxima concentração de Alumínio dissolvido – 2000 até 2018. ....	70
Gráfico 8 - Máxima concentração de Ferro dissolvido Total – 2000 até 2018. ....	71
Gráfico 9 - Máxima concentração de Cobre dissolvido – 2000 até 2018. ....	71
Gráfico 10 - Máxima concentração de manganês total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	76
Gráfico 11 - Máxima concentração de Chumbo total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	78
Gráfico 12 - Máxima concentração de Mercúrio total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	79
Gráfico 13 - Máxima concentração de Turbidez em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	81
Gráfico 14 - Máxima concentração de Alumínio dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4. ....	81
Gráfico 15 – Máxima, mínima concentração de ferro total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	83
Gráfico 16 - Máxima concentração de Ferro dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	84
Gráfico 17 - Máxima concentração de cobre dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021. ....	85

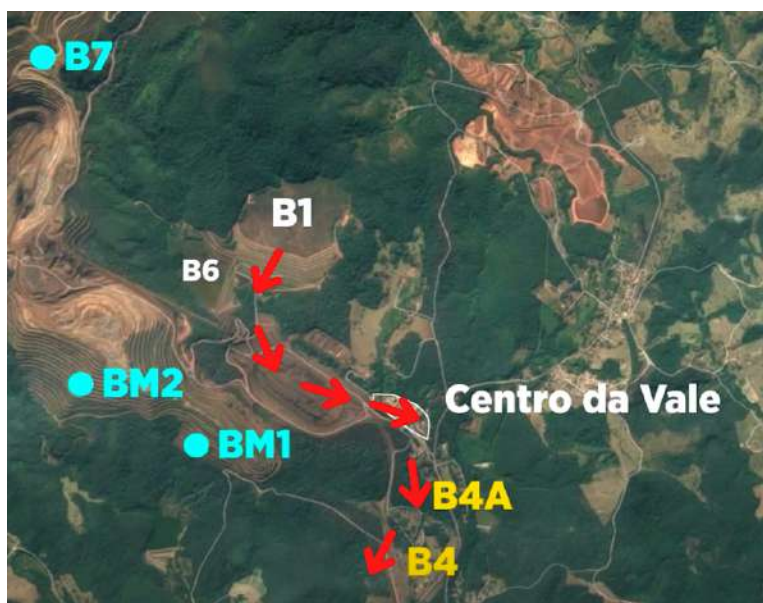
**LISTA DE ABREVIATURAS**

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
BEC	Barreira de Estabilização da Calha
BH0	Barreira Hidráulica Zero
CBHSF	Comitê da Bacia do Rio São Francisco
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CESB	Companhias Estaduais de Saneamento Brasileiras
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DTR	Depósitos Temporários de Rejeitos
ETA	Estação de Tratamento de Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IBRAM	Instituto Brasileiro de Mineração
IGAM	Instituto Mineiro de Gestão de Águas
MF	Microfiltração
MG	Minas Gerais
NF	Nanofiltração
NTU	Unidade de Turbidez Nefelométrica
OI	Osmose Inversa
POA	Processo Oxidativo Avançado
PMBH	Prefeitura Municipal De Belo Horizonte
SIMGE	Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos de Minas Gerais
TI	Troca Iônica
UF	Ultrafiltração
UTR	Unidade de Tratamento de Resíduos

## 1. INTRODUÇÃO

Em 25 de janeiro de 2019, às 12h28min, ocorreu o rompimento da barragem 1 (B1) que, conseqüentemente, levou ao rompimento das barragens 4A e 4, (B4A) e (B4), respectivamente, uma vez que ambas estavam localizadas a jusante da B1. As três barragens eram utilizadas para a contenção de rejeitos de mineração. A área de mineração envolvida pertence a Vale S/A e a BHP Billiton e está localizada no Complexo da Mina Córrego Feijão, no município de Brumadinho, na região metropolitana de Belo Horizonte, Minas Gerais.

A Figura 1, traz a localização das barragens 1, 4A e 4 e as setas em vermelho indicam o caminho preliminar do rejeito, as barragens 6 (B6), 7 (B7), Menezes 2 (BM2) e Menezes 1 (BM1) não foram atingidas.

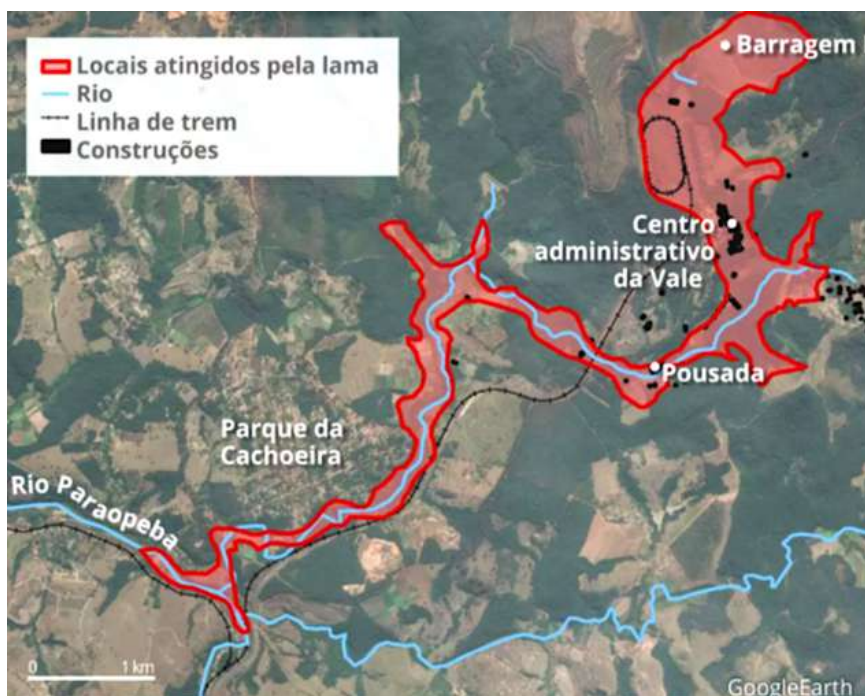


**Figura 1 - Localização das barragens e caminho preliminar do rejeito.**

Fonte: O GLOBO, 2021. Adaptado.

Em 2018, mais de 39.520 habitantes viviam em Brumadinho (IBGE, 2019) onde a principal atividade econômica do município era a extração de minério de ferro. Na ocasião, 12,7 milhões de metros cúbicos de rejeito de minério foram extravasados ao meio ambiente, parte dos quais ficaram retidos nos remanescentes das barragens (2 Mm<sup>3</sup>), outra parte na calha do ribeirão Ferro-Carvão (8,5 Mm<sup>3</sup>) e o restante do rejeito foi carregado para o rio Paraopeba (2,2 Mm<sup>3</sup>) (MPMG, 2019).

A Figura 2 traz o caminho do rejeito até a confluência do rio Paraopeba. A contaminação da água do rio causada pelos rejeitos, levou ao impedimento da captação da água bruta do rio Paraopeba para tratamento e distribuição de água potável à população.



**Figura 2 - Caminho do rejeito até a confluência do rio Paraopeba.**

Fonte: G1, 2021.

Na Figura 3 é possível observar um recorte mais amplo da extensão da região afetada, onde está indicado o local do rompimento das barragens em vermelho, o ribeirão Ferro-Carvão até a confluência do rio Paraopeba. A Figura 3 também apresenta a localização de alguns pontos de monitoramento do Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), em verde, junto às respectivas identificações, e o ponto, P1, de monitoramento do Serviço Geológico do Brasil em amarelo.



**Figura 3 - Rede de monitoramento emergencial - Rio Paraopeba.**

Fonte: Instituto Mineiro de Gestão de Águas (IGAM), 2021.

Para além do desastre ambiental e estrutural no município em função da contaminação por conta dos resíduos da mineração e da lama gerada em virtude do deslocamento do montante de rejeito, o rompimento das barragens provocou a morte de 270 pessoas até o dia 27 de junho de 2021, além de 10 pessoas que continuam desaparecidas. O Corpo de Bombeiros de Minas Gerais segue a procura dos restos mortais das vítimas não encontradas (FREITAS; ALMEIDA, 2021).

A atividade de mineração no Brasil é um importante segmento industrial. Em novembro de 2020, o Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), afirmou que a balança comercial nacional anual das atividades de mineração girava em torno de US\$ 43,9 bilhões.

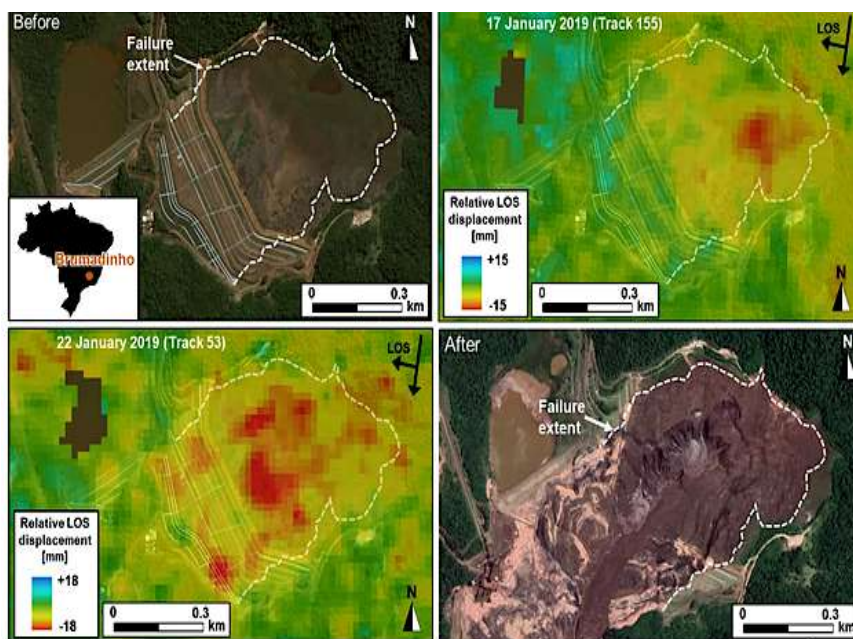
Segundo dados da Secretaria do Trabalho do Ministério da Economia, publicados no Relatório Anual de Atividades – 2019, o setor emprega 609 mil trabalhadores diretos e sustenta ao longo da cadeia de produção cerca de 1,9 milhão de empregos (BRASIL, 2019). A previsão de investimento no setor supera os US\$ 37 bilhões para o período de 2020 a 2024 (IBRAM, 2020).

A mineradora Vale S/A, faz uso do método de alteamento a montante para acomodar os rejeitos oriundos do processo de extração dos minérios. Método que é considerado o mais barato e menos seguro para construção e acomodação dos rejeitos (ALVES, 2019). Desde 2000, foram registrados cerca de um rompimento de barragem a

cada dois anos no Brasil (ALVES, 2019).

Investimentos em tecnologias como o acompanhamento da estabilidade das barragens por imagens de radar por satélite (InSAR<sup>1</sup>), poderiam ter previsto e evitado o colapso da B1 (GREBBY *et al.*, 2021), assim como suas trágicas consequências.

Imagens feitas pela técnica InSAR, demonstraram que 40 dias antes do rompimento, os minérios já estavam se deslocando com taxas distintas de velocidade, conforme Figura 4, onde o deslocamento dos minérios está representado pela cor vermelha, fato que indicava a instabilidade da B1. Entre os dias 17 e 22 de janeiro de 2019 o deslocamento se intensificou (GREBBY *et al.*, 2021), levando ao colapso da B1, 3 dias depois.



**Figura 4 - Imagens de satélite (InSAR) - Movimentação de rejeitos de minério na B1, entre os dias 17 e 22 de janeiro de 2019, antes do rompimento.**

Fonte: Communications Earth & Environment, 2021.

O impacto do rompimento das barragens foi devastador, gerando um incalculável colapso no cerne social, ou seja, desaparecimento de bairros, perda de vidas, pulverização da capacidade de produção e, conseqüentemente, empregos. Precarização da saúde física e mental da população atingida, morte dos animais, destruição da fauna

<sup>1</sup> InSAR é uma tecnologia que emprega a técnica de interferometria em imagens obtidas por satélites. A ferramenta é muito eficaz para detectar e monitorar movimentos na superfície terrestre. A sigla é oriunda do termo em inglês, *Synthetic Aperture Radar Interferometry*. Fonte: COMMUNICATIONS EARTH & AMP, 2021.

e flora e, a contaminação dos mananciais, que são imprescindíveis para o abastecimento de água nas regiões afetadas pelo rompimento das barragens 1, 4A e 4.

Soma-se a isso, o fato de que quase 850 mil pessoas em 16 cidades (WERNECK & RIBEIRO, 2019) ficaram impedidas de consumirem a água potável que era tratada convencionalmente a partir da captação da água bruta do rio Paraopeba, por causa na lama tóxica que foi despejada no rio.

Tal fato fica comprovado pelo Boletim Informativo do Cidadão, nº 22, março de 2021, do IGAM, que reforçou a recomendação da não captação bruta da água a cerca de 250 km de distância do local do rompimento das barragens (IGAM, 2021).

Sendo assim, o tratamento da água bruta é imprescindível para atender a demanda e preservar a saúde e a vida das populações que são abastecidas com água oriunda do rio Paraopeba, após o rompimento das barragens 1, 4A e 4.



## 1.1 OBJETIVO

O objetivo deste trabalho é propor adaptações tecnológicas à Estação de Tratamento de Água Rio Manso presente no rio Paraopeba, em Brumadinho, Minas Gerais, com a finalidade de atender àqueles que demandam água potável a partir da água disponível para captação.

Para atingir o objetivo apresentado, as seguintes etapas são realizadas:

1. compreensão sobre parâmetros de qualidade da água para os diferentes usos, incluindo informações sobre sua classificação a partir da legislação pertinente;
2. levantamento de dados relativos à qualidade da água encontrada no rio Paraopeba, desde antes do rompimento até os dias atuais nos diferentes pontos de coleta;
3. levantamento e estudo das diferentes tecnologias para tratamento de água com suas potencialidades, limitações e aplicabilidade;
4. proposição de fluxogramas alternativos baseados na metodologia de síntese de processo para o enquadramento da água disponível em 2021 para consumo humano;
5. seleção de um fluxograma base para o tratamento da água do rio Manso para fins potáveis.



## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste capítulo são apresentadas informações relativas aos parâmetros de qualidade de água e suas classificações. As diferentes tecnologias usadas nos diversos tipos de tratamento de águas também são apresentadas de forma detalhada.

### 2.1 CLASSIFICAÇÕES DOS RIOS

Com a regulamentação da Política Estadual de Recursos Hídricos pelo Decreto n.º 41.578, de 8 de março de 2001 (SIAM-MG, 2001), e com vistas ao atendimento de seu Art. 7.º, inciso II, o Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG) estabeleceram a Deliberação Normativa Conjunta n.º 01, de 5 de maio de 2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos d' água superficiais de domínio de Minas Gerais (SIAM-MG, 2008).

De acordo com esta deliberação normativa conjunta, que considera a resolução CONAMA n.º 357 de Março de 2015, os usos preponderantes para as classes de enquadramento são:

**Classe especial** - Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;
- b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e
- c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

**Classe 1** - Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução Conama n.º 274, de 2000 (CONAMA, 2000);
- d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e

e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

**Classe 2** - Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
- b) à proteção das comunidades aquáticas;
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho;
- d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e
- e) à aquicultura e à atividade de pesca.

**Classe 3** - Águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário; e
- e) à dessedentação de animais.

**Classe 4** - Águas que podem ser destinadas:

- a) à navegação; e
- b) à harmonia paisagística.

Ademais, as resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente n.º 357 (CONAMA, 2005) e n.º 430 (CONAMA, 2011) trazem uma série de limites que devem ser avaliados e analisados para determinação da classe de um rio.

A classe do rio Paraopeba é determinada em função da Deliberação Normativa COPAM n.º 14, de 28 de dezembro 1995, que enquadra o rio Paraopeba como rio de classe 2.

## 2.2 CARACTERIZAÇÃO DOS PARÂMETROS DOS ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA EM RIO DE CLASSE 2

São muitos os índices utilizados para avaliar a qualidade de águas em bacias hidrográficas; de acordo com Toledo & Nicolella (2002), há 40 municípios e mais de 30 com sede na bacia. Isso dificulta o estabelecimento de um índice particular, uma vez que tem diversos usos e atividades para cada região.

A Tabela 1 traz alguns valores de padrões e parâmetros de qualidade, para cada classe de rio, de acordo com a Resolução Conama n.º 357/05 (CONAMA. 2005).

Tabela 1 – Classes dos rios e parâmetros e qualidade.

Classe do Rio	1	2	3	4
<b>Resolução CONAMA n° 357/05</b>				
<b>Toxicidade crônica aos organismos aquáticos</b>	Não verificação	Não verificação	-	-
<b>Toxicidade aguda aos organismos aquáticos</b>	-	-	Não verificação	-
<b>Materiais flutuantes</b>	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes
<b>Óleos e graxas</b>	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	-
<b>Substâncias que comuniquem gosto ou odor</b>	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Virtualmente ausentes	Não objetáveis (odor e aspecto)
<b>Condições</b>				
<b>DBO<sub>5,20</sub> (mg/L O<sub>2</sub>)</b>	≤ 3,0	≤ 5,0	≤ 10,0	-
<b>OD (mg/L O<sub>2</sub>)</b>	≥ 6,0	≥ 5,0	≥ 4,0	≥ 2,0
<b>Turbidez (UNT)</b>	≤ 40,0	≤ 100,0	≤ 100,0	-
<b>Cor verdadeira (mg Pt/L)</b>	Natural	≤ 75,0	≤ 75,0	-
<b>pH</b>	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0
<b>Padrões/Parâmetros</b>				
<b>Sólidos dissolvidos totais (mg/L)</b>	500,0	500,0	500,0	-
<b>Padrões / Parâmetros Inorgânicos</b>				
<b>Arsênio total (mg/L)</b>	0,01	0,01	0,033	-

<b>Cádmio total (mg/L)</b>	0,001	0,001	0,001	-
<b>Cloreto total (mg/L)</b>	250,0	250,0	250,0	-
<b>Fósforo total (ambiente lêntico) (mg/L)</b>	0,020	0,030	0,05	-
<b>Fósforo total (mg/L)</b>	0,025	0,050	0,075	-
<b>Fósforo total (mg/L)</b>	0,1	0,1	0,15	-
<b>Mercúrio total (mg/L)</b>	0,0002	0,0002	0,0002	-
<b>CONT. TABELA 1</b>				
<b>Níquel total (mg/L)</b>	0,025	0,025	0,025	-
<b>Nitrato (mg/L)</b>	10,0	10,0	10,0	-
<b>Nitrito (mg/L)</b>	1,0	1,0	1,0	-
	3,7 p/ pH ≤ 7,5	3,7 p/ pH ≤ 7,5	13,3 p/ pH ≤ 7,5	-
	2,0 p/ 7,5 < pH ≤ 8,0	2,0 p/ 7,5 < pH ≤ 8,0	5,6 p/ 7,5 < pH ≤ 8,0	-
<b>Nitrogênio amoniacal total (mg/L)</b>	1,0 p/ 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 < pH ≥ 8,5	1,0 p/ 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 < pH ≥ 8,5	1,0 p/ 8,0 < pH ≤ 8,5 1,0 < pH ≥ 8,5	-
<b>Sulfato total (mg/L)</b>	250,0	250,0	250,0	-
<b>Zinco total (mg/L)</b>	0,18	0,18	0,5	-
<b>Manganês total (mg/L)</b>	0,1	0,1	0,5	-
<b>Chumbo total (mg/L)</b>	0,01	0,01	0,033	-
<b>Ferro total (mg/L)</b>	-	-	-	-
<b>Alumínio dissolvido (mg/L)</b>	0,1	0,1	0,2	-
<b>Ferro dissolvido (mg/L)</b>	0,3	0,3	5,0	-
<b>Cobre dissolvido (mg/L)</b>	0,005	0,009	0,013	-
<b>Padrões / Parâmetros Orgânicos</b>				
<b>Benzeno (mg/L)</b>	0,005	0,005	0,005	-
<b>Estireno (mg/L)</b>	0,02	0,02	-	-
<b>Etilbenzeno (µg/L)</b>	90,0	90,0	-	-
<b>Fenóis totais</b>	0,003	0,003	0,001	-
<b>Tetracloroeto de carbono (mg/L)</b>	0,002	0,002	0,003	-
<b>Tetracloroeteno (mg/L)</b>	0,01	0,01	0,01	-
	3,3 (µg/L)	3,3 (µg/L)	0,01	-
<b>Tolueno (µg/L)</b>	2,0	2,0	-	-
<b>Tricloroeteno (mg/L)</b>	0,03	0,03	0,03	-

<b>Xileno (µg/L)</b>	300	300	-	-
----------------------	-----	-----	---	---

Fonte: CONAMA, 2011. Adaptado.

Os parâmetros na Tabela 1 devem ser monitorados e controlados para garantir a qualidade adequada da água para consumo. Os parâmetros que apresentaram significativos aumentos na calha do rio Paraopeba após o rompimento das barragens, são descritos em mais detalhes a seguir:

### **2.2.1. Turbidez**

O limite do parâmetro turbidez para rios de Classe 2 é de até 100 NTU (Unidade de Turbidez Nefelométrica). A turbidez da água é devido à presença de materiais sólidos em suspensão, que reduzem a sua transparência. Pode ser provocada também pela presença de algas, plâncton, matéria orgânica e muitas outras substâncias como o zinco, ferro, manganês e areia, resultantes do processo de erosão ou de despejos domésticos e industriais (FUNASA, 2009).

De acordo com a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) a turbidez, quando possui um alto índice, faz com que seja necessário maior uso de produtos químicos (ex: coagulantes, floculantes) nas estações de tratamento de águas. Além de aumentar os custos de tratamento, a preservação dos organismos aquáticos, o uso industrial e as atividades de recreação também são afetadas (ANA, 2010).

Segundo a Portaria n.º 2 914/2011 (BRASIL, 2011), do Ministério da Saúde, a água potável deve estar em conformidade com o padrão de aceitação para consumo humano. Esse estabelece valor máximo permitido para turbidez é de 5 NTU.

### **2.2.2. Alumínio dissolvido**

O alumínio pode ocorrer na água em diferentes formas e sua concentração depende de fatores físicos, químicos e geológicos. As concentrações do alumínio dissolvido em águas com pH próximo a neutro geralmente estão entre 0,001 e 0,05 mg/L, mas aumentam para 0,5 e 1 mg/L em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica, podendo chegar a valores acima de 90 mg/L em águas extremamente acidificadas afetadas por drenagem ácida de mineração (CETESB, 2012).

A ingestão por muito tempo de alumínio em altas concentrações pode levar a

sérios problemas de saúde como: demência, danos ao sistema nervoso central, perda de memória, surdez, fortes tremores, dores musculares, cólicas, fraqueza ou inapetência (MENDES & OLIVEIRA, 2004).

### **2.2.3. Chumbo total e mercúrio total**

Segundo Lima *et al.*, (2011), quando um metal é encontrado no corpo d'água pode afetar os seres que ali habitam de duas formas básicas: causando toxicidade ao organismo ou pode ser bioacumulado, o que potencializa seu efeito em toda a cadeia alimentar.

No caso do mercúrio orgânico, a principal via de exposição humana é o consumo de pescados (e mamíferos marinhos) contaminados por metilmercúrio (MeHg), que é uma das formas mais tóxicas do mercúrio. A maioria das pessoas tem quantidades-traço de mercúrio nos tecidos, porém a quantidade de MeHg é a de maior interesse para a saúde humana já que é rapidamente absorvido (cerca de 95%) no trato gastrointestinal, sendo distribuído no corpo e atravessando facilmente as barreiras placentária e hematoencefálica (CETESB, 2012).

Ademais, o consumo de grandes quantidades de MeHg durante semanas ou meses pode causar dano no sistema nervoso, em áreas sensoriais e de coordenação, com o surgimento de formigamento nas extremidades e ao redor da boca, falta de coordenação e diminuição do campo visual. Crianças nascidas de mães contaminadas com MeHg apresentaram anormalidades no desenvolvimento e paralisia cerebral. Cabe ressaltar que os riscos por consumo de pescados e mariscos dependem da quantidade ingerida e dos níveis de mercúrio presentes nos organismos (CETESB, 2012).

Já em relação ao chumbo, a toxicidade deste metal pode acarretar sintomas inespecíficos, como: náuseas, vômitos, dor abdominal, fadiga, irritabilidade, insônia, dor de cabeça e redução do líquido, comprometendo diversos sistemas e órgãos. Em adultos, podem ocorrer de forma ocupacional ou acidental, ocasionando principalmente neuropatia periférica, nefropatia crônica e hipertensão (LIU, J.; GOYER, R.A.; WAALKES, M.P, 2012).

#### 2.2.4. Ferro dissolvido

Nas águas naturais, o ferro é encontrado principalmente sob as formas: bicarbonato ferroso ( $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ ), hidróxido férrico ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) e sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4$ ).

O ferro solúvel está associado a bicarbonatos e cloretos (DI BERNARDO, 1992) e se apresenta como ( $\text{Fe}^{+3}$ ) (HERNANDEZ *et al*, 2001).

#### 2.2.5. Ferro total e Manganês total

O manganês ocorre naturalmente na água superficial e subterrânea. Contudo, as atividades resultantes da ação humana são também responsáveis pela contaminação da água. O manganês desenvolve coloração negra na água, podendo se apresentar nos estados de oxidação  $\text{Mn}^{+2}$  (mais solúvel) e  $\text{Mn}^{+4}$  (menos solúvel) (CETESB, Apêndice D, 2013).

O ferro é encontrado em praticamente todas as águas, porém, quando encontrado em teores superiores a 0,5 ppm, a água tem sua cor, odor e sabor alterados (CUSTÓDIO & LLAMAS, 1981). Nas águas superficiais, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e à ocorrência de processos de erosão das margens (CETESB, 2012). O ferro pode ser encontrado nas águas naturais nas formas insolúvel ( $\text{Fe}^{+3}$ ) e solúvel ( $\text{Fe}^{+2}$ ) (HERNANDEZ *et al.*, 2001).

A Resolução Conama n.º 454/2012 (CONAMA, 2012), não possui valores orientadores para o ferro total, mas veremos que o ferro total está em uma quantidade muito maior do que o ferro dissolvido, pois o ferro total está mais associado aos rejeitos da barragem.

De acordo com PIUCI & FENZL (1981) e MORANDI (1987), os teores excessivos de sais com esses elementos, em geral acima de 0,5 mg/L, produzem efeitos prejudiciais de vários tipos. Os principais problemas que podem ser advindos quanto à presença de ferro são:

- sabor metálico, medicinal ou adstringente, em concentrações acima de 1 mg/L, ou sensações de náusea, em concentrações de 2 a 4 mg/L;
- prejuízos em indústrias de papel, tecidos ou couro, em razão do surgimento de manchas nos produtos;

- aparecimento de manchas em utensílios domésticos, como porcelanas e vidrarias, azulejos, pisos etc.;
- roupas podem apresentar manchas amarelas ou marrons;
- precipitados de ferro ocasiona obstrução em canalizações e promovem o crescimento de massas gelatinosas de ferrobactérias, como as *Crenothrix*;
- as ferrobactérias quimiossintetizantes podem causar problemas de gosto e odor devido às baixas velocidades de escoamento, que conduzem a sua reprodução.

Segundo Benefield *et al.* (1982), os problemas associados à presença de sais de manganês são muito similares àqueles relacionados ao ferro:

- problemas de sabor;
- manchas em produtos industriais, como aqueles produzidos pela presença do ferro;
- utensílios domésticos com manchas marrons ou pretas;
- roupas escurecidas;
- bactérias, podendo também oxidar os compostos do manganês, tomando-os insolúveis.

#### **2.2.6. Cobre dissolvido**

As principais formas solúveis de cobre encontradas na água são  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}(\text{HCO}_3)$  e  $\text{Cu}(\text{OH})_2$ , sendo que a maior parte do cobre (II) dissolvido está na forma complexada e não como íon livre. O teor do metal na água potável está entre 0,005 e acima de 30 mg/L, dependendo das características da água, como pH e dureza, e corrosão interna de tubulações de cobre. Níveis acima de 1 mg/L causam manchas em louças sanitárias e acima de 2,5 mg/L confere gosto amargo (CETESB, 2012).

Quando o cobre é ingerido em elevadas quantidades (acima de 1 000 ppm/kg de matéria seca para seres humanos), pode passar para o intestino na sua forma ionizável e causar intoxicação aguda. Esse processo causa irritação e oxidação dos tecidos do trato gastrointestinal, levando ao aparecimento de úlceras e erosões que podem acarretar gastroenterite e hemorragias graves.

De acordo com Wrencke (2014, p. 4), “o cobre quando absorvido em elevadas



quantidades pode causar lesões hepáticas e em menor escala, anemia hemolítica e nefrose”. Além disso, a ingestão de água com cobre contendo altas concentrações, pode causar náusea, vômitos, diarreia e, em alguns casos, morte (CETESB, 2012).

### **2.3. TECNOLOGIAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA**

Em função das características da água e do seu uso, diferentes tecnologias podem ser combinadas de forma a atender a qualidade alvo tendo em vista as limitações impostas por custos e legislações. A seguir serão apresentadas as principais tecnologias aplicadas para tratamento de água.

#### **2.3.1. Coagulação**

Em estações de tratamento de água para diversos fins, como consumo humano ou industrial, um dos processos físico-químicos mais recorrentes é a coagulação-floculação.

O processo de coagulação utiliza produtos químicos, no caso, os coagulantes, que promovem a desestabilização das partículas coloidais. Ocorre com a adição de coagulante para facilitar a floculação, pois o processo permite a desestabilização das impurezas encontradas na água e promove o aumento do tamanho das partículas, processo importante para garantir, futuramente, uma boa sedimentação (HELLER & PÁDUA, 2010).

Na etapa de coagulação, a agitação das partículas é uma etapa importante, deve-se agitar o sistema entre 1 e 2 minutos entre 500 e 1 000 s<sup>-1</sup>, objetivando-se uma dispersão uniforme e rápida do coagulante empregado (ROCHA, 2014).

Sabe-se, ainda, que um sal de alumínio ou ferro, quando adicionado no meio aquoso, em um primeiro momento, tem-se sua dissociação e, em seguida, a reação com a água, onde obtém-se a formação de agentes mononucleares e polinucleares (SINCERO, 2003).

A Figura 5, apresenta um esquema de interações entre coagulante-colóide e colóide-solvente, onde as partículas suspensas apresentam carga superficial negativa, já a superfície do colóide apresenta carga superficial positiva e, havendo aproximação, tem-se uma competição de forças na superfície do colóide, gerando uma desestabilização

causada pela presença do coagulante (MENDES, 1989) gerando a coagulação das partículas envolvidas.

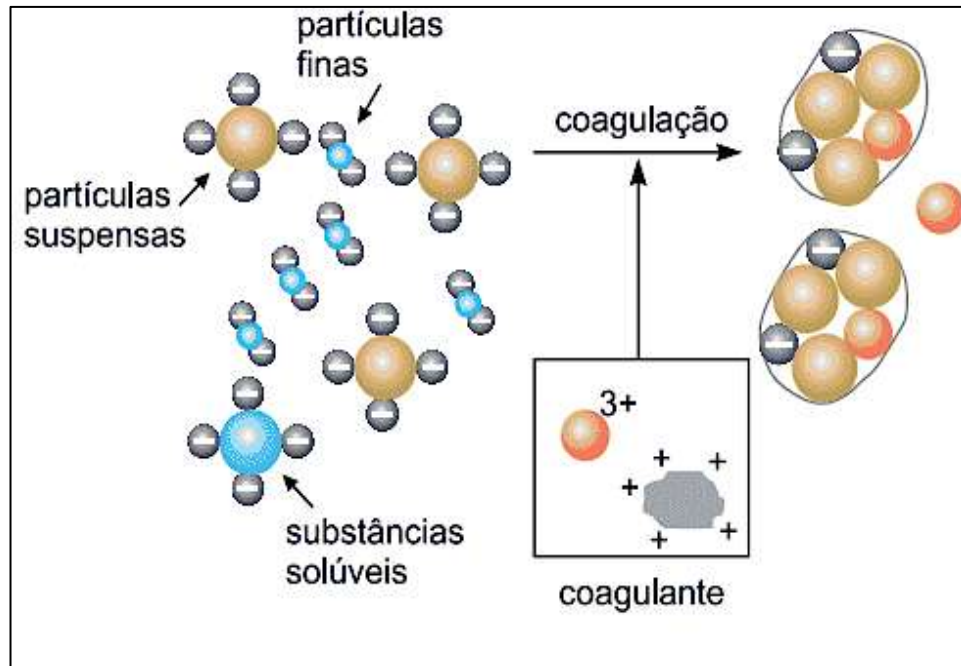


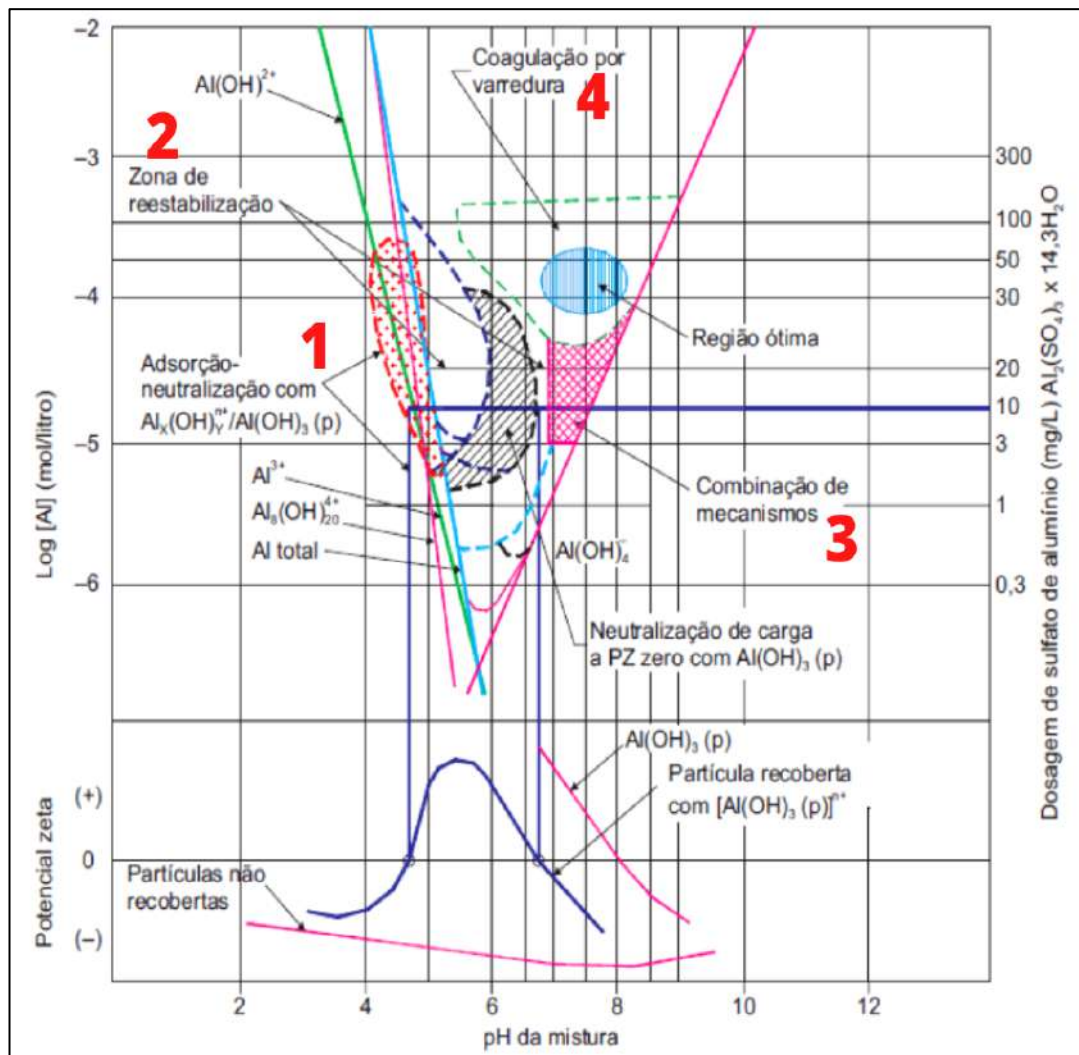
Figura 5 - Esquema de interações entre coagulante-colóide e colóide-solvente,  
Fonte: Kurita, 2021.

Sabe-se que a escolha do coagulante utilizado frequentemente pauta-se em fatores econômicos, relacionados à adequabilidade, à água bruta, à tecnologia de tratamento, ao custo e à preservação dos tanques e dosadores (RICHTER & AZEVEDO, 1991).

Kabsch-Korbutowicz (2006) e Shi *et al.*, (2007) concluíram que a eficiência de um determinado coagulante em um processo de coagulação, depende de parâmetros como:

- agitação eficiente;
- a faixa de operação do pH e;
- dosagem do coagulante em mg/L.

A Figura 6 mostra o diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio vs. pH da mistura, criado por Amirtharajh & Mills (1982), onde pode-se observar regiões diferentes para mecanismos de coagulação. Pavanelli (2001) explicou as regiões:



**Figura 6 - Diagrama de coagulação para o sulfato de alumínio vs. pH da mistura**

Fonte: Amirtharajh & Mills (1992); Pavanelli, (2001). Adaptado.

A região identificada no gráfico como “1”, pode ocorrer a neutralização das espécies coloidais pelas espécies hidrolisadas com alumínio em pH próximo a 4,7 com a dosagem do coagulante variando entre 5 e 70 mg/L;

A região identificada no gráfico como “2”, com pH maior que 4,7 tem-se a zona de reestabilização, onde ocorre a desestabilização do colóide, a região acima da região delimitada ocorre o processo de reestabilização, há formação de complexos nesta região.

A região identificada no gráfico como “3” (combinação de mecanismos), com dosagem do coagulante variando entre 3 e 30 mg/L, é a região ideal para quando se aplica a filtração direta.

A região identificada no gráfico como “4”, tem-se a região de coagulação por

varredura, com pH variando entre 5,5 e 9 com dosagem acima de 30 mg/L onde há a formação de precipitado de hidróxido alumínio é a região mais ideal para operação em estações de tratamento de água.

A Tabela 2 traz alguns dos coagulantes mais utilizados nas Estações de Tratamento de Água (ETA) no Brasil, bem como a dosagem e a faixa de pH de operação para garantir um processo eficiente (SANTOS & SOARES, 2007).

**Tabela 2 - pH e dosagem ideal dos principais coagulantes utilizados em tratamento de água.**

Coagulante	Dosagem (mg/L)	Faixa de pH
CaI	150-500	9-11
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	75-250	4,5-7
FeCl <sub>3</sub>	35-150	4-7
FeCl <sub>2</sub>	70-200	4-7
AlCl <sub>3</sub>	70-350	5-7

Fonte: Santos & Soares, 2007.

ROCHA (2014), traz uma série de reações que descrevem a formação de espécies mononucleares e polinucleares, no caso, com emprego dos coagulantes, gerando-se hidróxidos insolúveis que serão removidos por uma etapa seguinte de sedimentação.

- Sulfato de alumínio com a alcalinidade do carbonato de sódio:



- Cloreto férrico com a alcalinidade do carbonato de sódio:



- Cloreto de alumínio com a alcalinidade do carbonato de sódio:



### 2.3.2. Flocculação

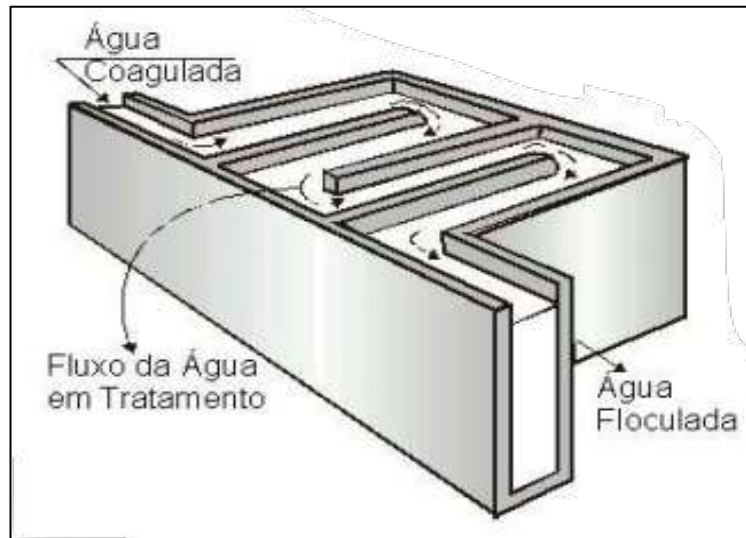
Entre as operações de uma ETA convencional, encontra-se o processo de flocculação.

Richter, (2009, p. 20) afirma:

Definida como o processo de aglutinar partículas coaguladas ou desestabilizadas para formar maiores massas ou flocos, de modo a possibilitar sua separação por sedimentação e/ou filtração da água. É, sem dúvida, em associação à coagulação, o processo mais utilizado para remoção de substâncias que produzem cor e Turbidez na água.

Na floculação, a água coagulada é submetida a agitação lenta durante um período até que os flocos alcancem tamanho e massa específica suficientes para que sejam removidos por sedimentação ou por flotação. O processo pode ocorrer em unidades mecânicas e hidráulicas.

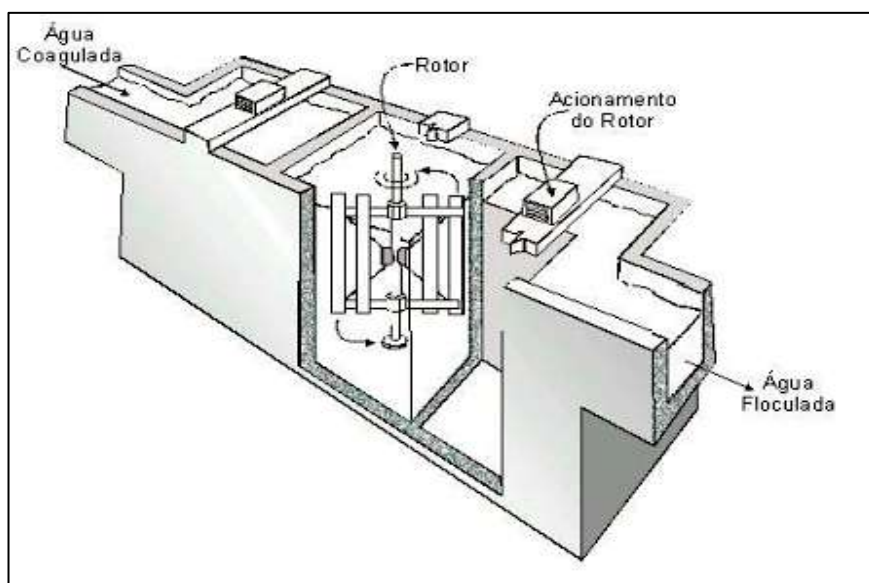
A necessidade da variação da intensidade de agitação, o que é função da qualidade da água bruta, indica a adoção de unidades mecanizadas. Entretanto, sempre que possível, deve-se empregar a floculação hidráulica (DI BERNARDO & DANTAS, 2005). A Figura 7 apresenta um floculador hidráulico.



**Figura 7 - Floculador hidráulico de chicanas horizontais.**

Fonte: Superintendência de Recursos, Saneamento de Goiás, 2006.

Em floculadores hidráulicos, a agitação é assegurada pela passagem da água em tratamento por sucessivas mudanças horizontais de direção. É desejável que a velocidade média de escoamento da água em seu interior seja superior a 0,10 m/s, assim como no caso de um floculador de chicanas verticais (SANEAMENTO DE GOIÁS S/A, 2006). A Figura 8 apresenta um floculador mecânico com 3 câmaras.



**Figura 8 - Floculador mecânico paletas de eixo vertical.**

Fonte: Saneamento de Goiás S/A, 2006.

A primeira câmara apresenta o grau de agitação mais intenso e a segunda câmara apresenta um grau de agitação mais intenso que na terceira câmara. O gradiente de velocidade depende da rotação do eixo e das características da paleta: altura, espessura e espaçamento, entre outras (SANEAMENTO DE GOIÁS S/A, 2006).

De acordo com a Normativa NBR 12 216/1992 (ABNT, 1992), o tempo de floculação na estação de tratamento para floculadores hidráulicos deve estar entre 20 e 30 minutos (assumir caso haja impossibilidade de realização de testes). Já para floculadores mecânicos, esse tempo pode durar entre 30 e 40 minutos.

### **2.3.2. Sedimentação**

Na etapa de sedimentação, ou decantação, os sólidos são separados do líquido por ação da gravidade, em consequência da diferença de densidade entre sólidos e líquido (PEÇANHA, 2014).

Essa etapa tem como objetivo: remover areia (caixas de areia – sedimentação discreta) que pode estar em excesso na água (evitando possível erosão, entupimentos e danificações nas instalações mecânicas da ETA), remover partículas sedimentares e reter flóculos após a coagulação (sedimentação floculenta) (SOUZA, 2007), diminuindo o índice de Turbidez da água.

A modelagem matemática da sedimentação é feita, de forma simplista, considerando as partículas presentes como partículas discretas, ou seja, mantêm sua individualidade na trajetória descendente mesmo se chocando entre si, cenário que se aproxima da realidade para águas com baixa concentração de partículas. Sobre um corpo imerso no fluido, duas forças agem: a força da gravidade que o impelirá no sentido descendente e a força do empuxo idem no sentido ascendente. A resultante das duas forças é, de acordo com a Equação 1:

$$F = V_p (y_p - y_a) \quad (1)$$

onde,

F: força resultante (N);

$y_p$ : peso específico de partícula (N/m<sup>3</sup>);

$y_a$ : peso específico da água (N/m<sup>3</sup>);

$V_p$ : volume da partícula (m<sup>3</sup>).

Caso o peso da partícula seja superior ao da água, ela precipita com velocidade crescente, de acordo com a Equação 2:

$$F_d = 0,5 \rho C_d A V_s^2 \quad (2)$$

onde:

$F_d$ : força de arraste (N);

$C_d$ : coeficiente de arraste (adimensional);

$\rho$ : massa específica da água (kg/m<sup>3</sup>);

$V_s$ : Velocidade de sedimentação (m/s);

A: Área da partícula transversal à direção do movimento descendente (m<sup>2</sup>).

Devido a aceleração da gravidade e a força de atrito, quando ambas as forças se igualam ( $F = F_a$ ) a velocidade de sedimentação passa a ser constante, denominada velocidade terminal expressa pela Equação 3:

$$V_s = [1,33 d (\gamma_P - \gamma_A) / (C_d \rho)]^{1/2} \quad (3)$$

onde,

d: diâmetro da partícula (metros).

Na Equação 3 considera-se as partículas como esfera de mesmo volume. A velocidade de sedimentação será função - além das características intrínsecas da partícula e da água - do coeficiente de arraste. Este é função da natureza do escoamento (laminar ou turbulento) ao redor da partícula, e pode ser calculado com base no número de *Reynolds* estimado pela Equação 4:

$$R_e = V_s d / \mu \quad (4)$$

onde,

$R_e$ : número de Reynolds;

$\mu$ : viscosidade cinemática da água ( $m^2/s$ ) (LIBÂNIO, 2010).

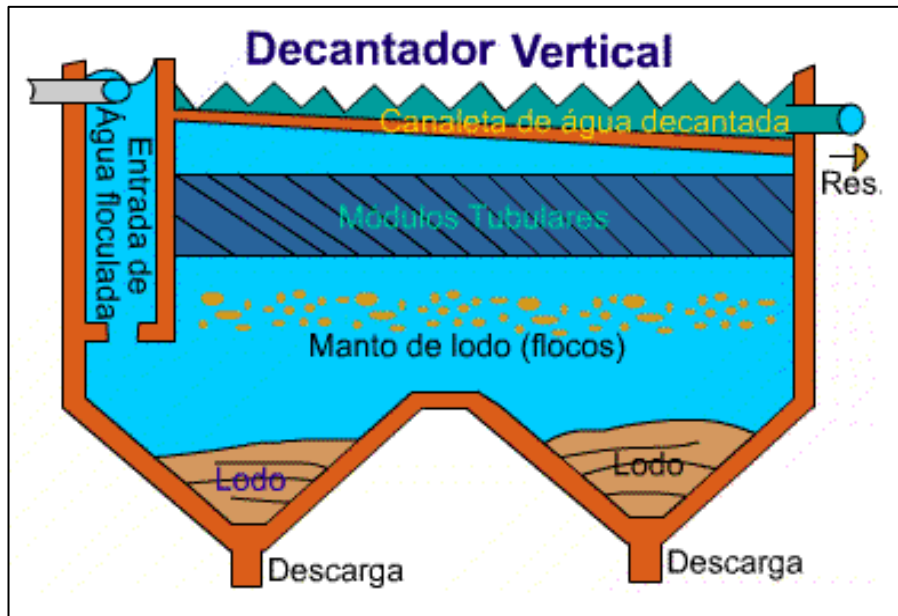
Os decantadores podem ser de fluxo horizontal, em que a água entra por uma extremidade e move-se até a outra extremidade de forma horizontal na direção longitudinal. Suas quatro zonas são: zona de turbilhonamento (entrada da água, momento que as partículas possuem localização variável decorrente da agitação da água); zona de decantação (ausência de agitação, as partículas descem lentamente); zona de ascensão (os flocos que não descem acompanham o fluxo da água); zona de repouso (fundo do sedimentador, onde se acumula o lodo).

Já nos decantadores de fluxo vertical a água floculada entra na parte superior e se desloca para seu interior subindo novamente até a superfície. Os sedimentadores lamelares são verticais e com módulos tubulares, a água segue fluxo ascendente passando pelos módulos (SOUZA, 2007).

De acordo com a NBR 12 216/1992 (ABNT, 1992), os decantadores das ETAs podem ser convencionais ou de elementos tubulares. Nas Figuras 9, 10 e 11 pode-se observar 3 tipos de decantadores muitos utilizados nas ETAs.

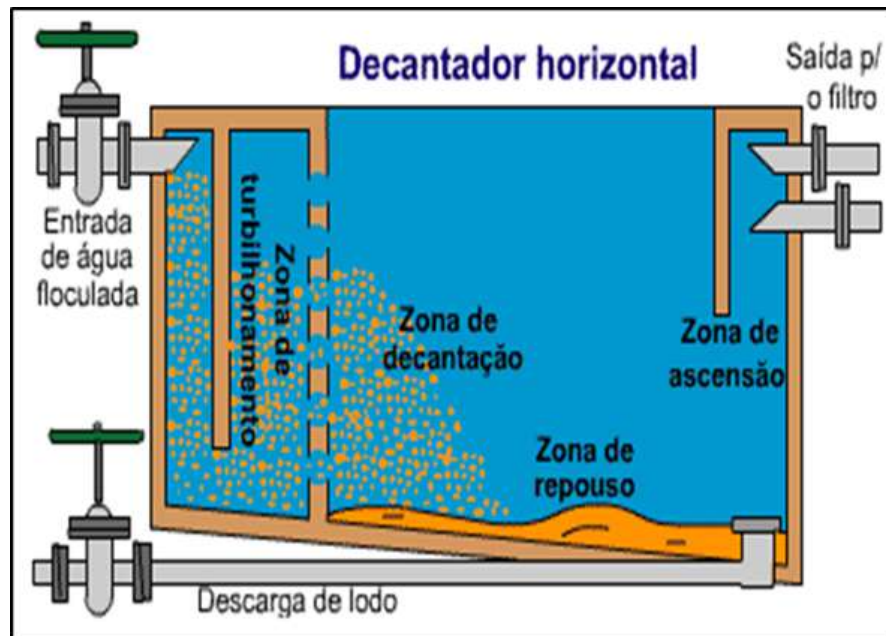


Nas Figuras 9 e 10 têm-se 2 decantadores convencionais, ambos com entrada da água pela parte superior e a formação de lodo sendo coletada na parte inferior, sendo que no primeiro caso temos 2 módulos para descarga do lodo e no segundo caso uma zona de repouso de lodo com descarga única, em ambos com retirada do decantado com destino para a etapa de filtração.



**Figura 9 - Ilustração de um decantador vertical.**

Fonte: Ortiz, 2013.



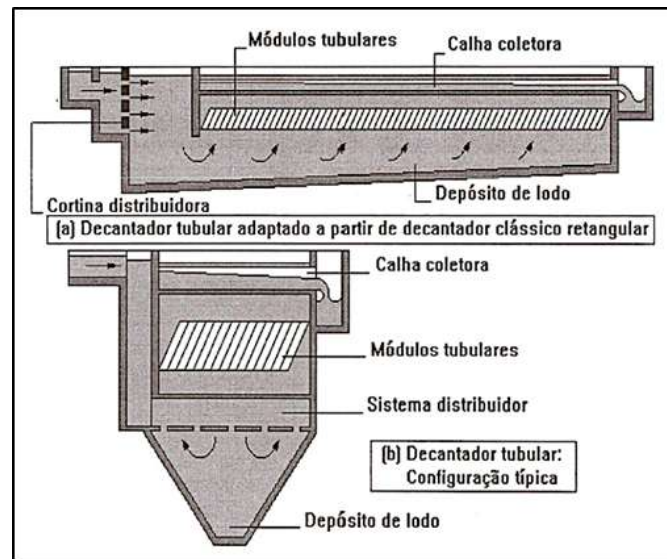
**Figura 10 - Ilustração de um decantador horizontal.**

Fonte: Ortiz, 2013.

Na Figura 11, o primeiro decantador tubular, de seção longitudinal, contém módulos tubulares que cobrem grande parte da superfície, o que torna possível aumentar a vazão tratada. No segundo decantador, de seção longitudinal, a água escoava entre as placas (módulos tubulares) ocorrendo a sedimentação dos flocos.

O número de decantadores da ETA depende de fatores operacionais e econômicos, observando-se a NBR 12 216/1992 (ABNT, 1992) os seguintes aspectos:

- a) estações com capacidade inferior a 1 000 m<sup>3</sup>/dia, em operação contínua, ou estações com capacidade de até 10 000 m<sup>3</sup>/dia, com período de funcionamento inferior a 18 h/dia, podem dispor de apenas uma unidade de decantação, desde que não-mecanizada;
- b) estações com capacidade superior a 10 000 m<sup>3</sup>/dia, ou com período de funcionamento superior a 18 h/dia ou ainda em que com o uso de decantadores mecanizados, devem contar pelo menos duas unidades iguais.



**Figura 11 - Ilustração de um decantador tubular.**

Fonte: Ortiz, 2013.

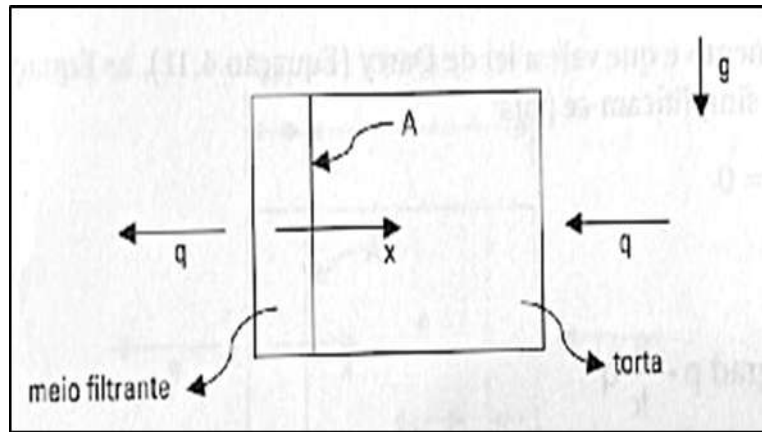
### 2.3.3. Filtração

De acordo com Peçanha (2014), a filtração consiste na remoção de partículas suspensas e coloidais presentes na água que escoam através de um meio poroso. A suspensão é forçada através de um meio filtrante, responsável por reter as partículas, mas que permite que o fluido o atravesse. Esse fluido obtido denomina-se filtrado e pode conter partículas muito finas.

Ainda segundo Peçanha (2014) existem basicamente dois tipos de mecanismos para a retenção dessas partículas. A filtração em superfície (ou com formação de torta) e a filtração em profundidade.

No primeiro caso, as partículas são retidas sobre a superfície do meio filtrante e formam um depósito conhecido como “torta” de filtração. Já no segundo caso, o meio filtrante é mais poroso e muito mais espesso, permitindo que as partículas em suspensão migrem através do material até serem, eventualmente, retidas.

Para a filtração em superfície, mais encontrada em indústrias químicas e de processos no geral, temos, esquematicamente, o que mostra a Figura 12.



**Figura 12 - Corte longitudinal de um sistema formado por torta e meio filtrante.**

Fonte: Peçanha, 2014.

Para o estudo da filtração em superfície, utilizam-se as equações de conservação da massa e momento linear do líquido (o filtrado), de acordo com (PEÇANHA, 2014):

A Equação 5, traz a Equação da Continuidade:

$$\varepsilon \frac{\partial \rho}{\partial t} + \text{div}(\rho u) = 0 \quad (5)$$

onde,

$\rho$ : é a densidade do fluido;

$t$ : é o tempo;

$u$ : é a velocidade intersticial do fluido;

$\frac{\partial \rho}{\partial t}$ : é a taxa de variação da massa de fluido no  $dV$  (volume de controle infinitesimal), por unidade de fluido;

$\text{div}(\rho u)$ : é o que entra menos o que sai de massa de fluido no  $dV$  por unidade de tempo e de volume de fluido.

A Equação 6 traz a Equação do Movimento (PEÇANHA, 2014), tem-se:

$$\rho \left[ \varepsilon \frac{\partial u}{\partial t} + \text{grad}(u)u \right] = -\text{grad } p + \text{div } \tau - m + \rho g \quad (6)$$

onde:

$\rho$ : é a densidade do fluido;

$t$ : é o tempo;

$u$ : é a velocidade intersticial do fluido;

$\varepsilon$ : é a porosidade da torta;

$\frac{\partial u}{\partial t}$ : a aceleração local;

$(\text{grad } u)u$ : a aceleração convectiva;

$\text{grad } \rho$ : a forças de pressão (normais) por unidade de volume de fluido exercidas pelo volume de fluido externo ao  $dV$  (volume de controle infinitesimal);

$m$ : a massa do fluido;

$\rho g$ : peso de fluido por unidade de volume de fluido, exercido pela Terra sobre o fluido do  $dV$ ;

$\text{div } \tau$ : as forças viscosas (normais e cisalhantes) por unidade de volume de fluido.

Podemos também considerar, de acordo com a Equação 7, a concentração de sólidos na suspensão sob filtração como:

$$C = \left( \frac{\text{massa de sólido}}{\text{massa de líquido}} \right)_{\text{suspensão}} \quad (7)$$

Nas ETAs, a filtração é um processo final de remoção de impurezas, logo, é a principal responsável pela produção de água com qualidade condizente com o padrão de potabilidade (WHO, 2004) e está associada ao tipo de processo de tratamento de água.

Segundo Macedo (2007), na filtração ocorre a remoção das partículas em suspensão e até mesmo parte da carga bacteriana. Esta etapa pode envolver além dos fenômenos físicos e químicos, às vezes, fenômenos biológicos. É um dos processos mais importantes, pois os resíduos sólidos e as macropartículas são retiradas, ademais, sabe-se, que os indicadores de referência são a Turbidez, cor, sólidos suspensos e dissolvidos (HELLER & PADUA, 2006; MACEDO, 2007).

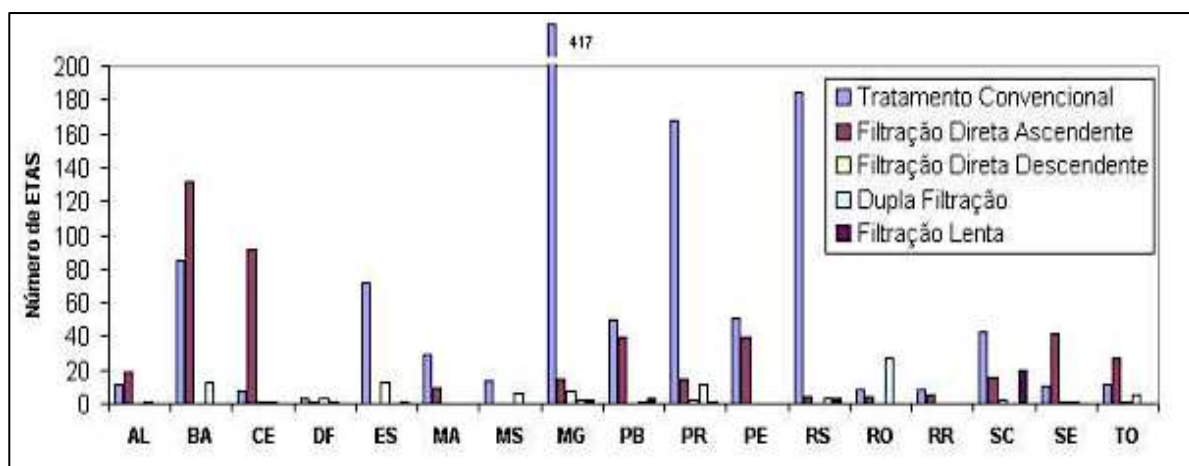
Outrossim, entre as tecnologias disponíveis para que se possa tratar água (com uso de coagulante) a filtração direta está relacionada ao menor custo de implantação, haja vista que além de não ser necessárias algumas unidades operacionais, utiliza-se

também uma menor quantidade de coagulante, gerando, portanto, uma menor produção de lodo (DI BERNARDO, 2003).

Desenvolveram-se técnicas além da filtração não convencional, ao longo dos anos, como a dupla filtração, filtração direta ascendente e descendente e filtração em múltiplas etapas (IBGE, 2002; DI BERNARDO, 2003).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizada em 2002, pelo IBGE, elencou as tecnologias de tratamento de água consideradas como convencionais e não-convencionais, no que diz respeito ao processo associado ao tipo de filtração adotada no sistema (IBGE, 2002; DI BERNARDO, 2003).

O Gráfico 1 traz uma distribuição dos tipos de tecnologias de tratamento de água usados, em cada estado brasileiro, por Companhias Estaduais de Saneamento Brasileiras (CESB), evidenciando a pluralidade dos sistemas de filtração nas ETAs no Brasil, que serão explicados a seguir.



**Gráfico 1 - Distribuição de ETAs operadas pelas CESB, por tipo de tecnologia.**

Fonte: Di Bernardo, 2003, modificado por Braga, 2005.

Vale destacar, por fim, que se considera tratamento convencional de águas, quando se tem: coagulação, floculação, sedimentação e filtração;

E, para o tratamento não-convencional, adiciona-se nesta categoria:

- filtração direta (ascendente ou descendente);
- dupla filtração (ascendente e descendente) e;
- filtração lenta.

### **2.3.3.1. Filtração direta ascendente ou descendente**

Kuroda & Di Bernardo (2002), explicaram que o meio filtrante no processo de tratamento considerando-se a filtração direta ascendente é composto de um único material, podendo-se utilizar areia ou pedregulho, outrossim, já para o tratamento considerando-se filtração direta descendente, pode-se utilizar um filtro contendo diferentes materiais, múltiplas camadas, ou assim como na filtração ascendente, um único material, no qual, normalmente utiliza-se antracito e areia.

Além disso, quando se tem o uso de coagulante no tratamento da água, pensando-se nas tecnologias disponíveis para tratamento, segundo Di Bernardo (2003), a filtração direta é a que tem menor custo associado, uma vez que, demanda menos coagulante e, consequentemente, gera menos lodo e custo de produção.

A filtração direta é utilizada em função dos custos de operação serem relativamente baixos quando comparados a outros processos de filtração e, claro, quando a água a ser tratada não exige outro método de filtração, sendo assim, o método não é recomendado.

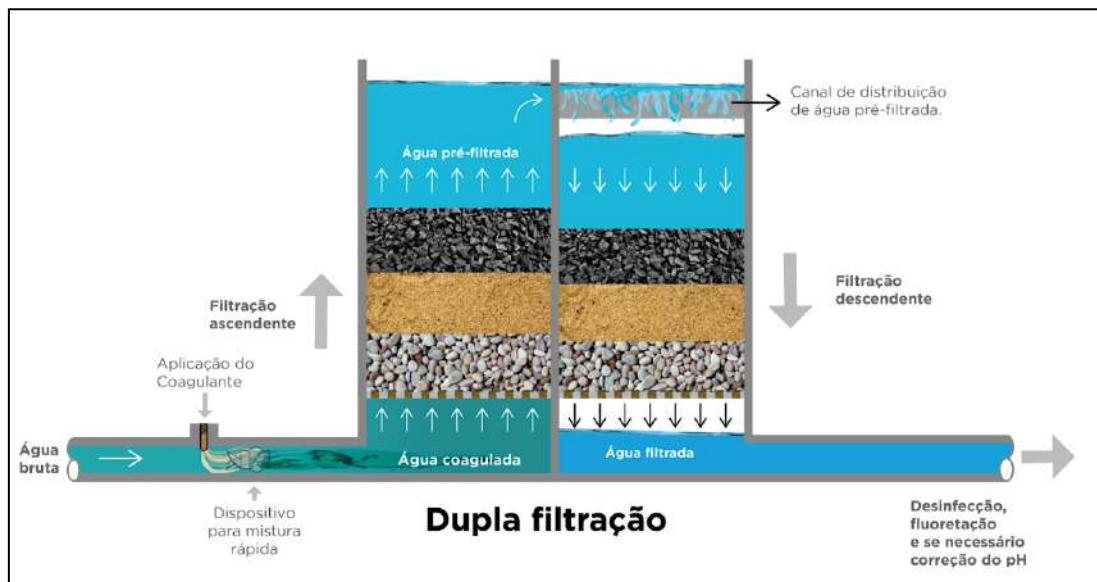
De acordo com Di Bernardo (2003), em situações que apresentem um elevado grau de turbidez, uma vez que existe a necessidade de um controle mais minucioso quanto a quantidade de coagulante e tem-se um curto intervalo de tempo de retenção na ETA, o que, eventualmente, pode gerar problemas operacionais associados a necessidade de alteração no processo, uma vez que carga pode apresentar variações de qualidade em função da intensificação dos parâmetros citados.

### **2.3.3.2. Filtração dupla**

A filtração direta (ascendente ou descendente) apresenta algumas limitações operacionais, sendo assim, a filtração dupla (ascendente e descendente) é uma boa alternativa para o tratamento de água com altos valores de turbidez, cor e algas (BRAGA, 2005).

Na dupla filtração, como afirma Di Bernardo (2005), ambos os filtros têm como meio filtrante somente areia. A diferença está no fato de que a areia no filtro ascendente possui grãos maiores que aquela usada quando se tem somente a filtração direta ascendente.

A Figura 13 traz um esquema de como a filtração dupla opera, como pode-se perceber, no primeiro estágio, tem-se a utilização de filtros ascendentes e, no segundo estágio, filtros descendentes; a água coagulada é o afluente ao filtro ascendente (SCALIZE & DI BERNARDO, 2000).



**Figura 13 - Esquema de como a filtração dupla ocorre.**  
 Fonte: Cessa/UFG, ilustração de Maykell Guimarães, 2021.

### 2.3.3.3. Filtração lenta

A filtração lenta é a tecnologia utilizada a mais tempo para abastecimento público; Na Europa e nos Estados Unidos, por exemplo, são usadas desde o século XIX (BAKER, 1948).

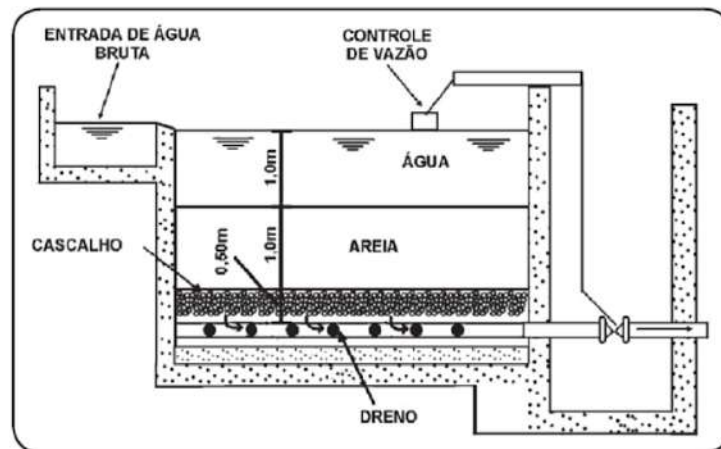
Essa tecnologia consiste na passagem da água a ser tratada por um meio filtrante, poroso (Figura 13).

O material em suspensão fica retido na superfície através de mecanismos de transporte, adesão e pelas atividades biológicas. As velocidades lentas de filtração tornam possível que a água passe lentamente pela camada de sujeira criada pela retenção e decantação de partículas, na parte superior do meio filtrante. Essa camada é biologicamente ativa e tem um importante papel na remoção de patógenos (HUISMAN & WOOD, 1974).

Como observado na Figura 14, os filtros lentos são compostos por um tanque onde



é inserida uma camada de areia com espessura variável de 0,90 a 1,20 m, sobreposta a uma de camada de pedregulho com 0,20 a 0,45 m de espessura, sendo que ainda abaixo desta camada existe um sistema de drenagem de coleta de água filtrada (HELLER & PÁDUA, 2006).



**Figura 14 - Filtração lenta com areia e cascalho.**

Fonte: Barros, 1995.

Os principais mecanismos responsáveis pela remoção das partículas na filtração lenta segundo Costa (1980) e Sá (2006) são: transporte, aderência e processos microbiológicos.

A atividade biológica é a principal e mais importante ação que ocorre na filtração lenta, sendo mais pronunciada no topo e nos primeiros centímetros da camada filtrante, onde há a formação de uma camada biológica chamada *Schmutzdecke* (*Schmutz* = sujo e *decke* = camada, manta), constituída por partículas inertes, matéria orgânica e de outros organismos (DI BERNARDO & DANTAS, 2005).

A remoção das partículas em suspensão através da filtração lenta também sofre influência das características físicas e químicas das partículas, do meio filtrante, da taxa de filtração, das características químicas da água e da maneira de operação do filtro (AMIRTHARAJAH, 1988).

Para Di Bernardo (1993), o limite recomendável para turbidez da água no uso dessa tecnologia é de 10 NTU; para o ferro de 10 mg/L e para manganês 0,2 mg/L.

Este processo apresenta algumas vantagens sobre outras tecnologias: não requer uso de produtos químicos, é de simples construção, operação e manutenção. Também

não requer mão de obra qualificada para sua operação e apresenta custos geralmente acessíveis, o que favorece pequenas comunidades, principalmente em países em desenvolvimento (AZEVEDO NETTO, 1979).

Apesar de sua extrema importância, alguns estudos (DI BERNARDO, 2005) mostram que técnicas como a dupla filtração podem reduzir com muita eficiência a turbidez da água tratada.

#### **2.3.4. Processos de Separação por Membranas**

A membrana pode ser descrita como uma barreira que separa duas fases e restringe, de forma completa ou parcial, o transporte de uma ou mais espécies químicas presentes (NÓBREGA *et al.*, 1997), sabe-se que a separação ocorre devido à membrana ter a capacidade de transportar um constituinte a partir da mistura de alimentação (MULDER, 1996).

De acordo com Chamon (2011), o processo resultará em duas fases após passar pela membrana: concentrado e permeado. O permeado é todo componente que conseguiu atravessar a membrana. Já o concentrado é uma corrente líquida que não conseguiu atravessar a membrana, ou seja, ficando retida contendo os compostos rejeitados.

Ademais, os processos envolvendo membranas têm sido utilizados para concentrar, fracionar e purificar soluções diluídas, em particular soluções aquosas, ou seja, se fazem muito presentes nas indústrias (NÓBREGA, BORGES & HABERT, 2006).

Os tipos de filtração mais utilizados são a filtração por gravidade, pressurizada, direta e tangencial.

Esses processos são definidos da seguinte forma (CHARCOSSET, 2006):

- filtração por gravidade: o fluido percola por um meio filtrante devido à força gravitacional;
- filtração pressurizada: para que se atinja uma pressão fundamental é necessária à utilização de bombas, de forma que se obtenha uma velocidade desejável para então obter uma vazão necessária no meio filtrante;

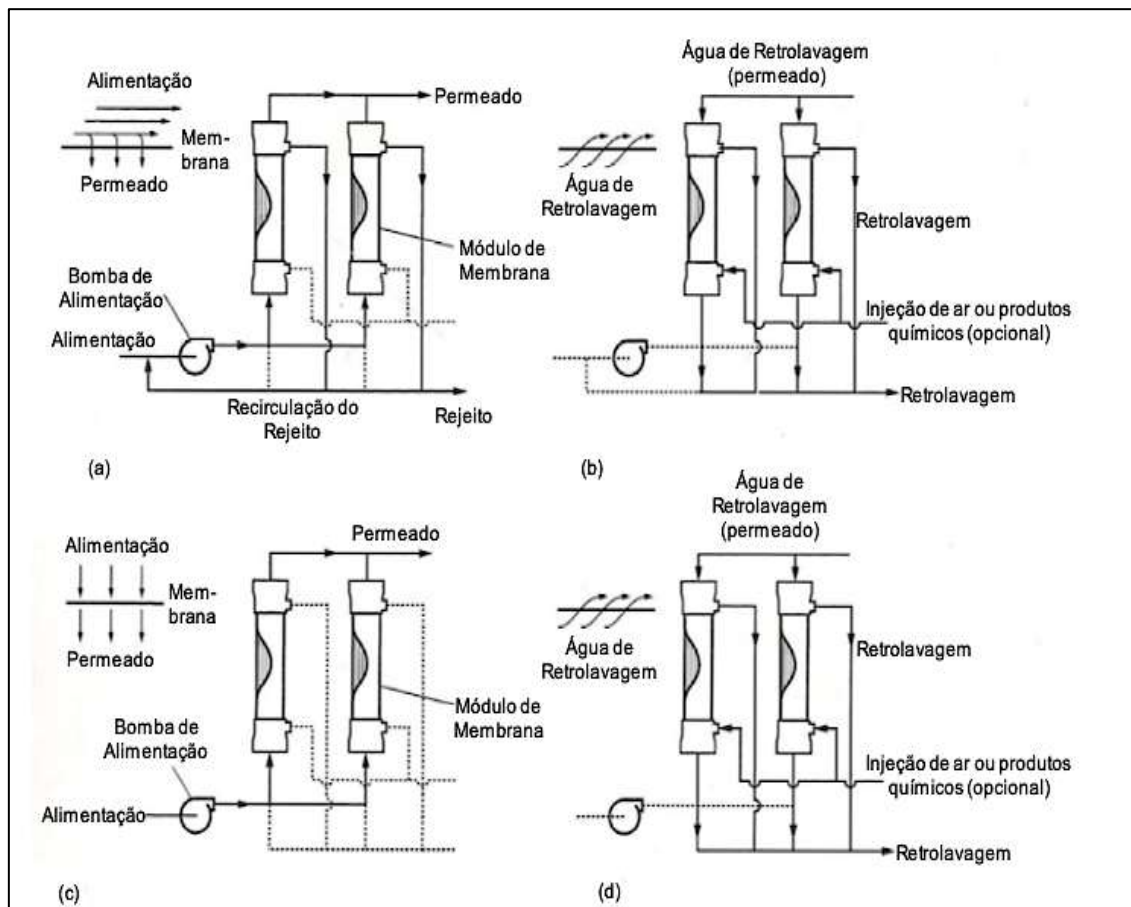
- filtração direta (ou *dead-end*): o fluido a ser separado é “empurrado” em fluxo frontal para uma membrana. O processo necessita de retrolavagem periodicamente para eliminar os sólidos acumulados na superfície da membrana. O efluente gerado só ocorre na retrolavagem;
- filtração tangencial ou *crossflow*: o fluido é deslocado em alta velocidade tangenciando as proximidades da membrana enquanto outra bomba por sucção faz com que o fluido seja aspirado contra as membranas fazendo com que os sólidos fiquem retidos na membrana e a água permeada passe. Pode-se obter a parte que ficou retida na membrana circulando novamente pela alimentação (STURM, 2012).

A Figura 15 representa algumas configurações de sistemas com membranas com relação ao modo de operação, sendo:

- a) sistema com fluxo tangencial;
- b) retrolavagem com membrana externa;
- c) membrana externa e fluxo perpendicular e;
- d) retrolavagem com membrana externa.

Sabe-se ainda, que com base na diferença do tamanho dos poros, as membranas são classificadas em quatro grupos principais.

São eles: microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose inversa (VIGNESWARAN *et al.*, 2012).



**Figura 15 - Configurações de sistemas de membranas quanto ao modo de operação**

Fonte: Metcalf & Eddy, 2003. Adaptado.

A Tabela 3 traz as características dos processos de separação envolvendo membranas, como faixa de tamanho do material retido, força motriz e aplicações para cada processo (NASCIMENTO & FONTES, 2004).

Tabela 3 - Características dos processos de separação com membrana.

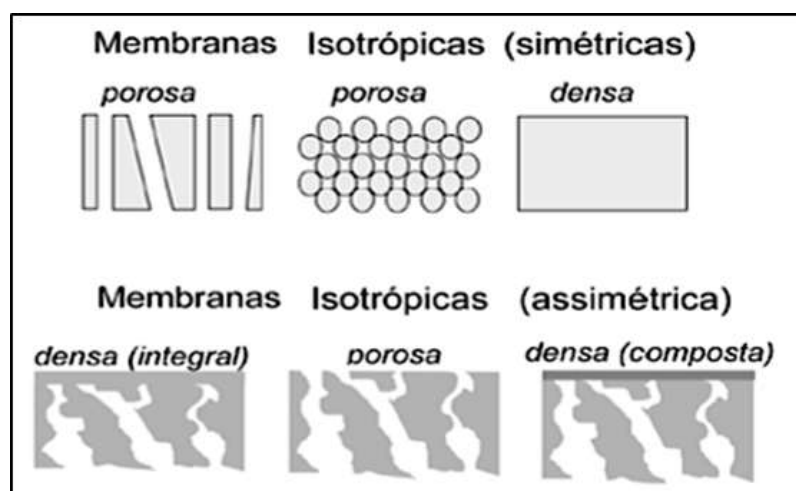
PROCESSO	FORÇA MOTRIZ	MATERIAL RETIDO	MATERIAL QUE PERMEIA	APLICAÇÕES
<b>MICROFILTRAÇÃO</b>	$\Delta P$ (0,5 – 2 atm)	Material em Suspensão, Bactérias PM > 500.000 (0,01 $\mu$ m)	Água e Sólidos Dissolvidos	Esterilização Bacteriana, Clarificação de Vinhos e Cervejas, Oxigenação do Sangue.
<b>ULTRAFILTRAÇÃO</b>	$\Delta P$ (1 – 7 atm)	Colóides, Macromoléculas PM > 5000	Água (Solvente), Sais Solúveis de Baixo Peso Molecular	Fracionamento e concentração de Proteínas, Recuperação de Pigmentos.
<b>NANOFILTRAÇÃO</b>	$\Delta P$ (5 – 25 atm)	Moléculas de Peso Molecular Médio 500 < PM < 2000	Água, Sais e Moléculas de Baixo Peso Molecular	Purificação de Enzimas, bioreatores a Membranas.
<b>OSMOSE INVERSA</b>	$\Delta P$ (15 – 80 atm)	Todo Material Solúvel ou em Suspensão	Água (Solvente)	Dessalinização de Águas, Concentração de suco de Frutas.

Fonte: Moura. *et al.*, 2011. Adaptado.

Outrossim, é comum a todos os processos citados na Tabela 3 a utilização da diferença de pressão que passa através da membrana como força motriz.

Além disso, existem diversas diferenças entre os possíveis tipos de membranas em relação à composição física e química, e de que maneira elas operam; ademais, podem-se classificar as membranas em simétricas e assimétricas, densas ou porosas.

Na Figura 16 é possível ver uma representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologia de membranas sintéticas, podendo ambas serem anisotrópicas ou isotrópicas (NÓBREGA, BORGES & HABERT, 2006).



**Figura 16 - Representação esquemática da seção transversal dos diferentes tipos de morfologia de membranas sintéticas.**

Fonte: Nóbrega, Borges & Habert, 2006.

Sobrem as configurações de membranas, Baker (2004), destacou as quatro principais: módulos com membranas planas, módulos tubulares, módulos espirais, módulos com fibras ocas, sabe-se que para o tratamento de efluentes as membranas mais utilizadas são poliméricas, uma vez que as membranas cerâmicas apresentam maior custo para o uso em condições mais agressivas (SCHENEIDER & TSUTIYA, 2001).

A Tabela 4 apresenta características das membranas citadas, como compactação, facilidade de limpeza, preço, etc.

**Tabela 4 - Características das membranas.**

<b>Características</b>	<b>Pratos Planos</b>	<b>Tubular</b>	<b>Espiral</b>	<b>Fibras Ocas</b>
<b>Compactação m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup></b>	400 - 600	20 - 30	800-100	600-1200
<b>Preço</b>	Elevado	Muito elevado	Baixo	Muito Baixo
<b>Facilidade de Limpeza</b>	Boa	Excelente	Boa	Má
<b>Controle da transferência de massa adjacente à membrana</b>	Razoável	Muito bom	Pobre	Muito mau
<b>Aplicações</b>	MF tangencial, UF, NF, OI	MF, UF e NF de baixa pressão	UF, NF, OI	UF, NF, OI

Fonte: Baker, 2004. Adaptado.

#### **2.3.4.1. Microfiltração**

Comumente empregada na separação de emulsões, micropartículas e bactérias, com faixa de poros entre 0,1 e 10  $\mu\text{m}$  (MULDER, 1996), a microfiltração utiliza

membranas como característica principal do processo e, em função da faixa de poros serem consideravelmente grandes, a força motriz aplicada para deslocamento, que é função da pressão (até 3 *bar*), é considerada pequena (BAKER, 2004).

Processos objetivando-se a separação de material em suspensão, bactérias, colóides ou até mesmo para tratamento de água oriundos de sistemas biológicos a microfiltração é indicada (MASSE *et al.*, 2007). Ademais, pode-se citar outras aplicações para processos envolvendo microfiltração (TRINDADE, 2010):

- clarificação de sucos de frutas e vinhos;
- separação de gordura e bactérias do leite;
- remoção de levedura da cerveja;
- filtração de caldos fermentados;
- esterilização.

Além disso, a microfiltração garante o consumo de pouca energia com elevado grau de recuperação em função da baixa pressão aplicada (MULDER, 1996).

No entanto, um frequente problema de operação está associado ao uso da microfiltração, segundo Hwang e Sz (2011), há uma queda do fluxo permeado causado pelo *fouling*, que é o bloqueio ou entupimento dos poros da membrana por partículas presentes no fluxo de permeado.

Os indicativos operacionais da necessidade de retrolavagem do processo são a diminuição do fluxo que permeia o sistema e um considerável aumento da pressão do processo, ou seja, são parâmetros que podem indicar que há acúmulo de impurezas na membrana (MASSE *et al.*, 2007). Todavia, com a redução progressiva de fluxo recuperado inerente a natureza do processo, pode haver a necessidade de remoção química das impurezas (MULDER, 1996).

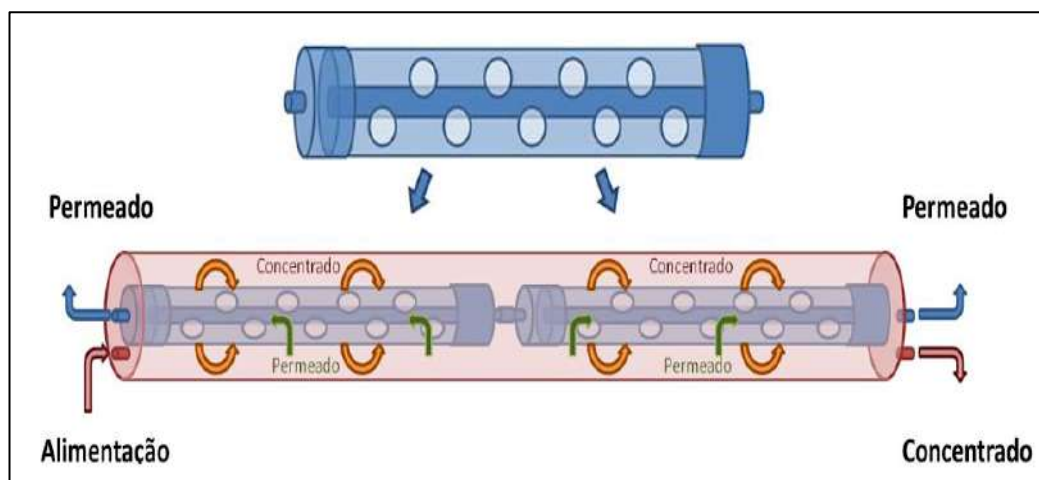
Ademais, a limpeza física no processo de microfiltração é a retrolavagem, que é a maneira mais eficiente de remoção das partículas que se acumulam na área útil da membrana (PELEGRIN, 2004).

Durante um curto intervalo de tempo, inverte-se a direção do fluxo que permeia a membrana, ou seja, o fluxo acaba por se deslocar no sentido oposto ao filtrado, fazendo com que os materiais que se acumularam na superfície de membrana se soltem,

garantindo que membrana opere com mais eficiência.

Os módulos de microfiltração podem ser de fibras ocas ou tubulares. Para recuperação de metais pesados as membranas tubulares são mais utilizadas, pois possuem alta resistência química e abrasão. Já as membranas de fibras ocas são utilizadas para água ou processo com sólidos menos abrasivos (STURM, 2012).

A Figura 17 ilustra um esquema de módulos operando com microfiltração, pode-se perceber que o fluxo de alimentação passa pelas membranas de microfiltração onde o concentrado fica na parte externa a membrana e o permeado na parte interna a membrana, separando, portanto, o permeado e o concentrado.



**Figura 17 - Esquema dos módulos de MF.**

Fonte: PAM-Membranas, 2012.

#### **2.3.4.2. Ultrafiltração**

Desde 1995, a utilização da ultrafiltração para produção de água de abastecimento vem crescendo regularmente e rapidamente motivada, principalmente, pela grande capacidade de separação de contaminantes e custo de implementação de operação (DÉGREMONT, 2007).

A ultrafiltração é tipicamente utilizada para retenção de macromoléculas e colóides de uma solução. O processo de ultrafiltração se encontra entre a microfiltração e a nanofiltração e o tamanho de poro das membranas usadas para esse processo variam entre 0,05  $\mu\text{m}$  a 1  $\mu\text{m}$  (MIERZWA, 2006).

Membranas porosas de ultrafiltração têm a rejeição principalmente pelo tamanho



e forma de solutos relativos ao tamanho de poro na membrana, onde o transporte do solvente é diretamente proporcional à pressão aplicada (MULDER, 1996).

Além disso, a utilização de membrana porosa na ultrafiltração, é capaz de remover substâncias da água com peso molecular entre 1000 e 2000 g/mol, incluindo colóides, compostos orgânicos solúveis e vírus (LIBÂNIO, 2010).

Dentre os processos de filtração por membrana, o processo de ultrafiltração para o tratamento de água para abastecimento pode ser o mais adequado, pois apresenta menor consumo de energia elétrica e maior eficiência na remoção da matéria orgânica natural em função do peso molecular de corte. A ultrafiltração tem preferência em relação a microfiltração devido sua maior capacidade de separação para vírus e colóides (DOYEN, 1997; YOON *et al.*, 2006).

Por fim, estas membranas são tidas como a “uma das melhores tecnologias disponíveis” em países cuja legislação restritiva impede ou encarece os processos convencionais, como é o caso dos EUA (EPA 2001).

#### **2.3.4.3. Nanofiltração**

A nanofiltração é um processo de separação por membranas, que se encontra entre ultrafiltração e a osmose inversa, atua comumente na separação de solutos orgânicos, e na remoção de sais polivalentes, açúcares e em correntes com a finalidade de desmineralização parcial (STREIT, 2011). Utiliza membranas com tamanho de poro entre 0,5 e 1,5 nm e opera com pressões entre 5 e 40 bar (HILAL *et. al*, 2004; SCHAFER *et. al*, 2005), além de ser amplamente utilizada no mercado global de membranas (BCC RESEARCH, 2014).

A Tabela 5 traz as principais aplicações comerciais do processo de nanofiltração, elencadas por um estudo chamado “*Global Markets and Technologies for Nanofiltration*”, realizado pela consultora BCC Research em 2014.

**Tabela 5 - Aplicações comerciais de membranas de Nanofiltração em processos aquosos e não aquosos.**

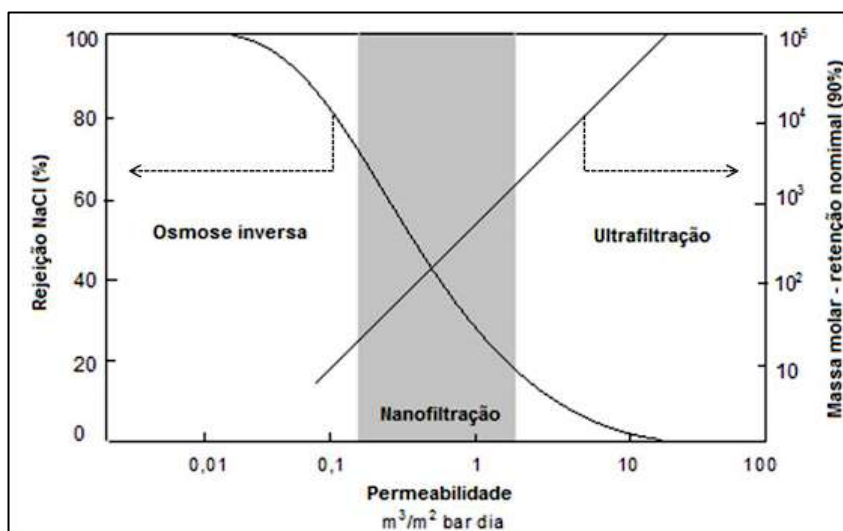
Setor	Aplicações	Meio
<b>Tratamento de água</b>	Remoção de íons da água; remoção de solutos, micropoluentes, e pré-tratamento para o processo de osmose inversa	Aquoso
<b>Tratamento de efluentes</b>	Tratamento de lixiviado, efluente da indústria têxtil remoção de contaminantes emergentes, efluentes da indústria de papel de celulose	Aquoso
<b>Alimentos</b>	Pré-concentração de soro do leite, dessalinização de proteína de soro do leite, recuperação de ácidos, purificação de sucos.	Aquoso e não-aquoso
<b>Farmacêutica e Biomédica</b>	Fracionamento de proteínas, purificação de plasma, filtração de DNA, RNA e condotoxinas, preparação de antibióticos, recuperação de aminoácidos.	Aquoso e não-aquoso
<b>Óleo e Gás</b>	Recuperação de solventes do óleo e misturas de hidrocarbonetos, remoção de sulfato da água do mar antes da injeção em reservatórios offshore.	Aquoso e não-aquoso

Fonte: BCC RESEARCH, 2014.

O princípio de funcionamento da nanofiltração não difere dos outros processos envolvendo membranas, ou seja, a pressão aplicada é o coração do processo. Sob efeito desta pressão, o solvente (geralmente água), juntamente com sais e moléculas de baixa massa molecular, atravessam a membrana, e dão origem ao permeado, enquanto as moléculas de maior massa molecular não permeiam a membrana (TRINDADE, 2010).

A rejeição e o fluxo de permeado no processo de nanofiltração não são governados apenas pelas interações soluto-membrana. Condições de operação, tais como pressão transmembrana, temperatura, velocidade tangencial de alimentação, bem como pela concentração e pH da solução de alimentação (DOEDERER *et al.*, 2014; PINO *et al.*, 2018).

A Figura 18 traz um diagrama comparativo dos limites de operação entre a NF, OI e UF destacando a região de operação da membrana de nanofiltração (BAKER, 2004). Analisando-se o gráfico, conclui-se que há uma redução da permeabilidade da membrana à medida que se tornam mais seletivas (TELLES, 2016).



**Figura 18 - Diagrama comparativo dos limites de operação entre a NF, OI e UF.**

Fonte: Adaptado por Telles, 2016 *apud* Baker, 2004.

Sabe-se ainda, que as membranas utilizadas na nanofiltração, normalmente, são oriundas do acetato de celulose e que boa parte das membranas são interfacialmente compostas e o que os mecanismos de transporte que ocorrem na nanofiltração são os de difusão (assim como na osmose inversa), a exclusão molecular (assim como na filtração) e interações eletrostáticas que levam à remoção seletiva dos íons polivalentes (LOEB & SOURIRAJAN, 1963).

Propriedades intrínsecas do material da membrana, como hidrofiliicidade, diâmetro de poro e presença ou ausência de carga tem grande influência no desempenho das membranas de nanofiltração (KELEWOU *et al.*, 2011).

Comparada com a osmose inversa, a nanofiltração opera não só com menor pressão, fluxos mais elevados e menor investimento, mas também com altas taxas de rejeição de íons bivalentes (TELLES, 2016).

O sistema de membranas de nanofiltração para a remoção de ferro e manganês na água apresenta alta eficiência. Resultados de estudos mostram reduções dos compostos de até 100 %, quando comparado à água afluenta do efluente (CASTAÑEDA, 2010). Também possui alta eficiência, com remoções superiores a 90 %, para fármacos como carbamazepina, paracetamol, atenolol e diatrizoato (AZÄIS *et al.*, 2016).

Outros compostos como diclofenaco, gemfibrozil e ibuprofeno apresentam remoções de até 99.9 % (NGHIEM & HAWKES, 2007; RADJENOVIC *et al.*, 2008).

Segundo Younssi *et al.*, (1995), a maneira como as membranas de nanofiltração

agem durante a operação do processo, dar-se-á em função das interações elétricas das espécies iônicas com a carga superficial da membrana.

A eficiência do processo de nanofiltração é comumente avaliada por meio do fluxo de permeado e permeabilidade à solução e da rejeição da membrana ao soluto (BRACEIRO, 2014). O fluxo de permeado é dado pelo quociente da vazão de permeado pela área da membrana (VIANA, 2004), de acordo com a Equação 8:

$$J_p = Q_p/A_m \quad (8)$$

onde,

$J_p$ : fluxo de água que atravessa a membrana em  $L.m^{-2}.h^{-1}$ ;

$Q_p$ : vazão de permeado o em  $L.h^{-1}$ ;

$A_m$ : área da membrana em  $m^2$ .

Quanto à permeabilidade, de acordo com Nóbrega, Borges & Habert (2006), ela pode ser definida como uma medida da maior ou menor facilidade que a membrana oferece à passagem de determinado solvente.

Ela é obtida experimentalmente através da medida do declive da reta que relaciona o fluxo de permeado ( $J$ ) com a pressão transmembrana (PTM) e é dada usualmente em  $L h^{-1} m^{-2} bar^{-1}$  (STREIT, 2011; BRACEIRO, 2014).

Quando o solvente é apenas água pura a permeabilidade é denominada permeabilidade hidráulica, conforme a Equação 9:

$$J_p = L_p \times PTM \quad (9)$$

onde,

$J_p$ : o fluxo de permeado em  $L.m^{-2}.h^{-1}$ ;

$L_p$ : a permeabilidade e em  $m.bar^{-1}.h^{-1}$ ;

PTM: é a pressão transmembrana bar.

Por fim, Schneider e Tsutiya (2001) trazem as principais vantagens de utilizar-se o processo de nanofiltração, são:

- a) não há geração de lodo;
- b) baixa necessidade de cloro;
- c) químicos no tratamento são dispensáveis;
- d) maior facilidade para expansão da capacidade instalada;
- e) plantas compactas;
- f) elevada automatização;
- g) simplicidade de operação;
- h) manutenção mínima;
- i) remoção de contaminantes biológicos, orgânicos e inorgânicos e;
- j) produção de água tratada de alta qualidade.

#### **2.3.4.4. Osmose inversa**

A osmose inversa é um processo físico que tem como cerne central a utilização de membranas (MULDER, M., 1996). Utiliza-se membranas semipermeáveis que são projetadas para garantir a passagem seletiva de um dos componentes presentes na corrente que entra no processo (KESTING, R. E, 1972).

O princípio de operação da osmose inversa baseia-se na utilização do gradiente de pressão como força motriz, sendo essa pressão dependente da pressão osmótica da alimentação do processo, configurado de modo a promover a passagem da água da solução mais concentrada para menos concentrada, por meio de uma membrana semipermeável (KUCERA, 2010), sendo assim, busca-se inverter o sentido do fluxo do soluto que passa através da membrana semipermeável e, para isso, aplica-se uma pressão mecânica maior que a pressão osmótica.

Para cálculo da pressão osmótica ( $\Pi$ ) em um determinado sistema, leva-se em consideração a Equação 10, onde é somada às pressões osmóticas das substâncias no processo (BAKER, 2012):

$$\Pi = C_i R T / M_i \quad (10)$$

onde,

$C_i$ : Concentração da substância dissolvida em  $\text{g.L}^{-1}$ ;

$R$ : Constante dos gases perfeitos em  $\text{L.bar.mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ;

$T$ : Temperatura absoluta em *Kelvin*;

$M_i$ : Massa molecular da substância dissolvida em  $\text{g.mol}^{-1}$ .

Para o cálculo do fluxo de permeado que atravessa a membrana ( $J_v$ ), a Equação 11 é empregada. Esta equação relaciona o gradiente de pressão e de concentração (BAKER, 2012):

$$J_v = A \times (\Delta P - \Delta \Pi) \quad (11)$$

onde,

$\Delta P$ : diferença de pressão através da membrana em *bar*;

$\Delta \Pi$ : diferença da pressão osmótica através da membrana em *bar*;

$A$ : constante da permeabilidade da membrana à água.

Outrossim, se a membrana semipermeável for exposta apenas a água, então a equação de fluxo de permeado simplifica-se (Equação 12) (BAKER, 2012):

$$J_v = L_p \times \Delta P \quad (12)$$

onde,

$J_v$ : fluxo de água que atravessa a membrana em  $\text{L.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$ ;

$L_p$ : permeabilidade hidráulica da membrana em  $\text{L.m}^{-2}.\text{bar}^{-1}.\text{h}^{-1}$ ;

$\Delta P$ : diferença da pressão osmótica através da membrana em *bar*.

Para o cálculo da permeabilidade hidráulica da membrana, que é uma medida de como a membrana resiste à passagem do solvente, precisa-se da resistência da membrana semipermeável e da viscosidade absoluta do permeado, Equação 13 (BAKER, 2012):

$$L_p = \frac{1}{R_m \times \mu_{H_2O}} \quad (13)$$

onde:

$L_p$ : permeabilidade hidráulica da membrana em  $m.bar^{-1}.h^{-1}$ ;

$R_m$ : resistência hidráulica da membrana à permeação em  $m^{-1}$ ;

$\mu_{H_2O}$ : viscosidade absoluta do permeado em  $bar.h$ .

Por fim, tem-se a recuperação como um parâmetro fundamental à análise da eficiência de processos que envolvem membranas, sendo um indicativo de quanto da vazão de alimentação modifica-se em permeado (METCALF & EDDY, 2003).

No caso, pode-se considerar para o cálculo da recuperação a razão entre a vazão de permeado e de alimentação, respectivamente, de acordo com a Equação 14, tem-se:

$$R_p = \frac{Q_p}{Q_a} \quad (14)$$

onde,

$R_p$ : a recuperação;

$Q_p$ : vazão de permeado o em  $L.h^{-1}$ ;

$Q_a$ : vazão de alimentação o em  $L.h^{-1}$ .

### 2.3.5. Adsorção

A adsorção baseia-se em uma técnica onde ocorre transferência de massa de um soluto que se encontra dissolvido para uma superfície sólida na qual há a concentração de determinados componentes gasosos ou líquidos (MOREIRA, 2018).

As técnicas que utilizam princípios de adsorção com carvão ativado ou resina, são comuns em águas que possam estar parcialmente ou completamente contaminadas com agentes inorgânicos ou orgânicos, e são amplamente utilizadas em estações de tratamento de água (OLIVEIRA, 2001).

Nascimento *et al.*, (2014) afirmam que a depender de como se dão as características das interações, pode-se ter adsorção química ou física.

No caso da interação física, sabe-se que as interações são do tipo *Van der Waals* (fracas), e por serem deslocalizadas, deduz-se, que não compartilham os mesmos sítios (NOLL *et al.*, 1992) e em função disso, as espécies envolvidas mantêm-se quimicamente inalteradas (GOMIDE *et al.*, 1980).

Já na adsorção química, ocorre um compartilhamento de elétrons entre a superfície do adsorvente e as moléculas do adsorvato, que possuem como característica a formação de uma ligação, sendo assim, podem apresentar um caráter irreversível, em função da interação química das espécies presentes no sistema (NASCIMENTO *et al.*, 2014).

Crittenden *et al.*, (2012) e Çeçen & Aktaş (2012) trazem algumas diferenças entre a adsorção química e a física, que estão listados na Tabela 6.



Tabela 6 - Principais diferenças entre a adsorção física e a química.

Parâmetros	Adsorção física	Adsorção química
<b>Uso para o tratamento de água</b>	Tipo mais comum de mecanismo de adsorção	Raro no tratamento de água
<b>Velocidade do processo</b>	Limitado pela transferência de massa	Variável
<b>Tipo de ligação</b>	Mecanismos de ligação não específicos como forças de Vander Walls, condensação de vapor	Intercâmbio específico de elétrons, ligação química na superfície
<b>Tipo de reação</b>	Reversível, exotérmica	Tipicamente não reversível, exotérmica
<b>Calor de adsorção</b>	Baixo calor de adsorção 4-40 J/mol	Elevado calor de adsorção > 200 kJ/mol
<b>Cobertura</b>	Monocamada ou multicamada	Monocamada apenas
<b>Dessorção</b>	Fácil por pressão reduzida ou temperatura elevada	Difícil – elevada temperatura é necessária para quebrar ligações
<b>Espécies dessorvidas</b>	Adsorvato inalterado	Adsorvato pode mudar

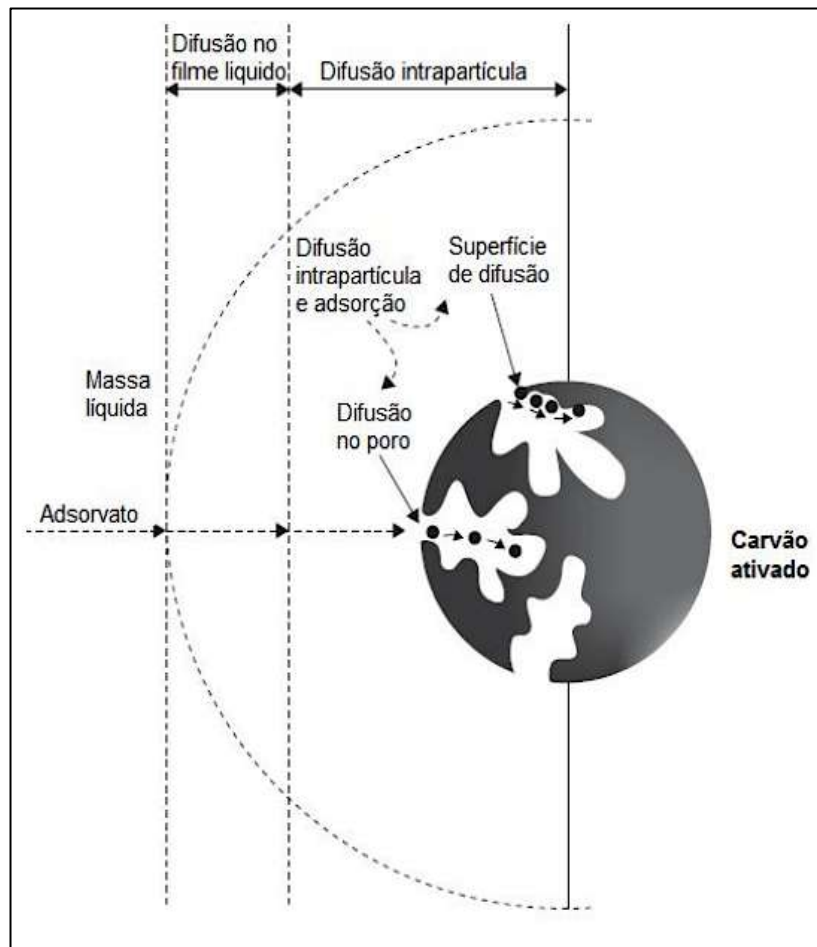
Fonte: Machado, 2007.

### 2.3.5.1. Carvão Ativado

A adsorção em carvão ativado é comumente utilizada em processos industriais, além de ser uma das tecnologias mais importantes utilizadas para tratamento de água e de efluentes industriais (NAGANO *et al.*, 2000).

Em um cenário onde uma solução entra em contato com uma determinada superfície sólida, como o carvão ativado, o movimento natural é a acumulação na superfície de modo a formar uma camada de moléculas do soluto na superfície do sólido em questão, fato que acontece em função do desequilíbrio de forças na superfície do sólido (MACHADO, 2007).

A Figura 19 destaca os mecanismos de transporte de um adsorvato a uma superfície de carbono e os fenômenos de adsorção envolvidos no processo.



**Figura 19 - Transporte externo e interno de um adsorvato em massa líquida para a partícula de carvão ativado.**

Fonte: Çeçen & Aktaş (2012).

Sabe-se que a transferência de massa envolvida no processo (advecção) envolve o deslocamento do soluto para o filme líquido (camada de fluido de contorno); ademais, o transporte de difusão no filme é suportado na transferência, por difusão, do material em questão através da película externa, sabe-se, ainda, que a força motriz para a transferência de massa dar-se-á pela diferença de concentração presente na camada (ÇEÇEN & AKTAŞ, 2012).

Portanto, o adsorvato ligar-se-á à superfície do adsorvente em um local onde esse processo adsorvativo estiver disponível dando conclusão ao processo de adsorção (MACHADO, 2007). Os principais parâmetros que influenciam na adsorção do soluto em carvão ativado estão listados na Tabela 7 (ÇEÇEN & AKTAŞ, 2012).

Tabela 7 - Principais parâmetros que afetam a adsorção de fluidos em carvão ativado.

Parâmetros	Descrição da influência
<b>Área específica do adsorvente</b>	<p>O grau de adsorção é geralmente considerado como sendo proporcional à área específica de superfície.</p> <p>Em geral, a adsorção de um composto aumenta com o aumento da massa molecular e o aumento do número de grupos funcionais, tais como ligações duplas ou halogêneos;</p>
<b>Características físico-química do adsorvente e do soluto</b>	<p>Existe uma relação inversa entre o grau de adsorção de um soluto específico e da sua solubilidade no solvente, influenciado pelo aumento da solubilidade do soluto no líquido, ocorrendo a diminuição de adsorção;</p> <p>Moléculas com baixa polaridade são mais adsorvidas do que moléculas altamente polares;</p> <p>Cadeias ramificadas geralmente são mais adsorvidas do que cadeia simples. Um aumento no comprimento das cadeias diminui a solulidade;</p>
<b>pH</b>	<p>Moléculas não dissociadas ou fracamente ionizadas são adsorvidas preferencialmente às fortemente ionizadas.</p> <p>Em geral, a adsorção em carvão ativado de poluentes orgânicos presentes em líquidos é aumentada com a diminuição do pH.</p>
<b>Temperatura</b>	<p>O aumento da temperatura também aumenta a taxa de difusão do soluto através do líquido para os sítios de adsorção, o que eventualmente leva a uma diminuição da adsorção na adsorção física.</p>
<b>Porosidade do adsorvente</b>	<p>O desempenho da adsorção depende da acessibilidade à superfície interna do carvão e da distribuição da estrutura dos poros como o número total de poros, forma e tamanho dentro do carvão.</p> <p>A eficiência da adsorção depende das características químicas superficiais do adsorvente;</p>
<b>Características da superfície química do adsorvente</b>	<p>A presença de grupos de oxigênio heterogêneos sobre a superfície de carbono é conhecida por reduzir a capacidade de adsorção devido à adsorção de água sobre esses grupos por meio de ligação de hidrogênio, além de afetar as propriedades de superfície, tais como a acidez de superfície, polaridade ou hidrofobicidade e a carga de superfície do carvão.</p>

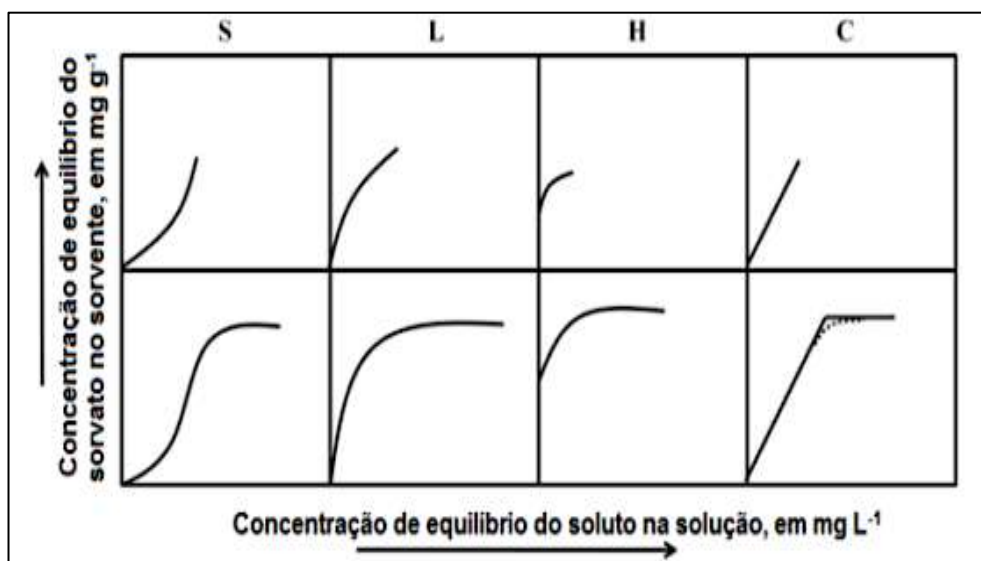
Fonte: Machado, 2007; Çeçen & Aktaş, 2012. Adapatado.

### *Isotermas de adsorção*

Para confecção de isotermas de adsorção, considera-se a relação de equilíbrio

das partículas entre a concentração da fase fluida e a concentração das partículas adsorventes em uma determinada temperatura (YONG, MOHAMED & WARKENTIN, 1992).

Giles *et al.* (1960) apresentam uma classificação de isotermas de sorção (Figura 20), considerando sistemas aquosos, e levando em conta a natureza da inclinação da curva, sendo assim, apresentaram-se isotermas de absorção para solutos.



**Figura 20 - Classificação das isotermas de sorção em sistemas aquosos.**

Fonte: Adaptada por Moreira, 2018 *apud* Giles *et al.*, (1960).

A isoterma identificada como S, traz, em linhas gerais, que quando a concentração do soluto na fase líquida aumenta, a adsorção é maior.

A isoterma L (*Langmuir*), segundo Giles *et al.*, (1960) é a mais recorrente, haja vista, que a adsorção naturalmente eleva-se com o aumento da concentração do soluto na fase líquida, onde percebe-se a formação de uma região estável (linear).

A isoterma H (*High affinity*), trata-se da adsorção máxima possível, ou seja, supõe-se que haja uma grande afinidade do adsorvente pelo soluto adsorvido, tornando-se um caso que ocorre em condições consideravelmente favoráveis.

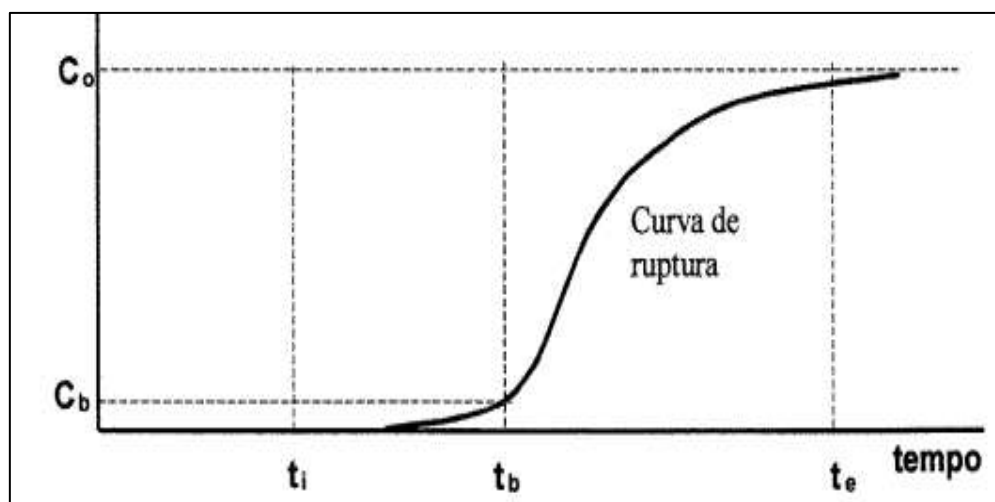
A isoterma C (partição constante), evidencia uma mudança brusca na parte superior da curva. De acordo com Nascimento *et al.* (2014) o comportamento do gráfico justifica-se quando o soluto é sorvido de maneira mais rápida que o solvente.

### Curvas de ruptura

Também chamada de *breakthrough*, a curva de ruptura traz a concentração de afluente por tempo ou até mesmo por volume de líquido tratado, parâmetros que garantem uma operação eficiente de uma coluna de leito fixo (SOUSA *et al.*, 2007).

Hines e Maddox (1985) trazem um modelo genérico da curva de ruptura (Figura 21), a dinâmica de uma coluna de adsorção bem como seus parâmetros operacionais, onde  $C_0$  é a concentração inicial,  $C_b$  é a concentração de ruptura, que é a concentração máxima que pode estar presente no efluente; no tempo  $t_i$ , tem-se o soluto entrando na corrente efluente, o tempo  $t_b$  está relacionado ao tempo que leva-se até o sistema atingir a concentração de ruptura ( $C_0$ ).

A região no gráfico compreendida entre o tempo  $t_i$  e  $t_e$  é a zona em que ocorre a transferência de massa no leito durante o processo de adsorção e a partir do tempo  $t_e$ , deve-se realizar a regeneração do leito, uma vez que o mesmo está saturado (SCHEER, 2002).



**Figura 21 - Curva de ruptura.**

Fonte: Scheer, 2002.

O tempo de avanço e a forma da curva de ruptura são características muito importantes para determinar o funcionamento e a dinâmica de uma coluna de adsorção (SOUSA *et al.*, 2007). Por isso sua caracterização torna-se essencial.

A Figura 22 traz a curva típica de saturação de adsorventes em leito fixo. A partir da perspectiva dos estágios na coluna de adsorção com o passar do tempo e o aumento

da saturação, percebe-se que, conforme a altura do leito decresce o parâmetro de ruptura *breakthrough time* diminui conjuntamente, (representada pelos diferentes estágios da coluna), pode-se acompanhar de maneira concomitante junto a curva de ruptura que conforme a elevação da concentração do soluto na alimentação do sistema, o avanço da saturação do leito e o crescimento da partícula do adsorvente e o aumento da velocidade (FIORENTIN, 2009).

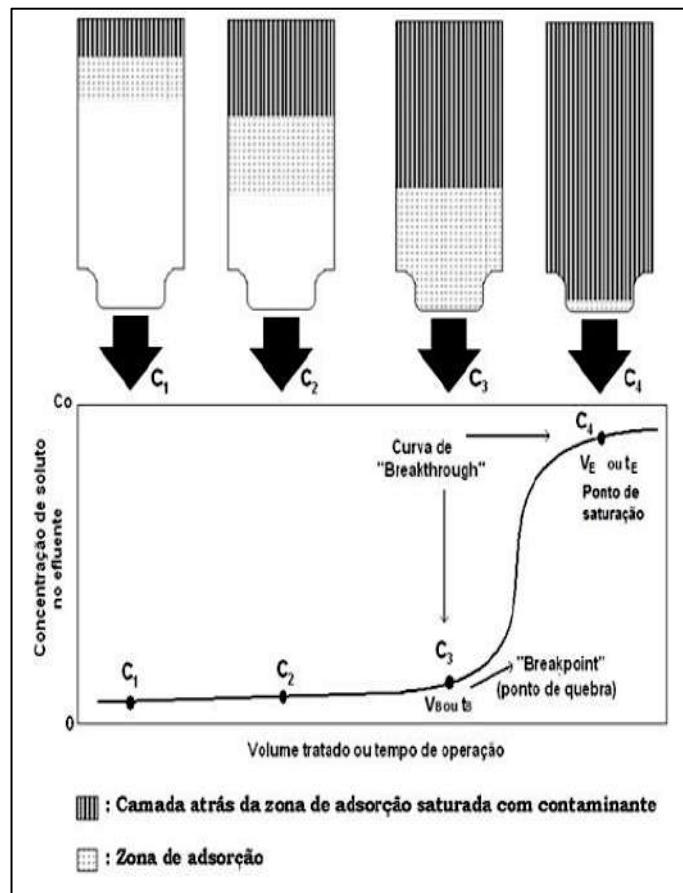


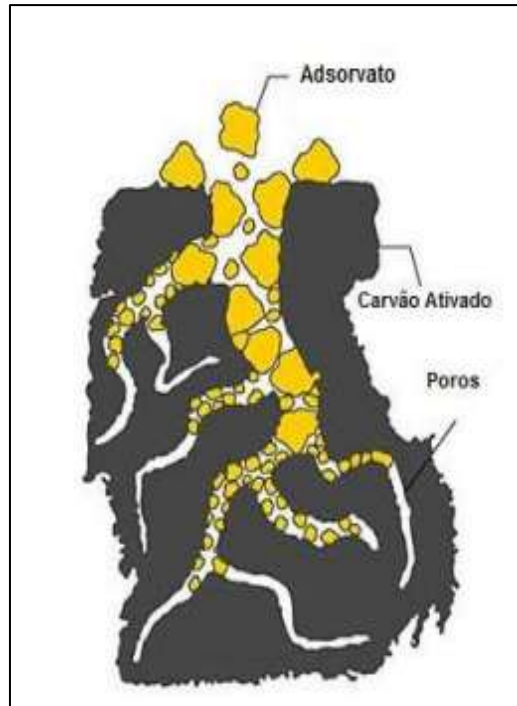
Figura 22 - Curva tradicional da saturação de adsorventes em leito fixo.

Fonte: Peruzzo, 2003.

### Regeneração

O material que for adsorvido pode ser removido caso seja necessário e, assim, o adsorvente pode ser reutilizado em uma nova rodada de operação (OLIVEIRA, 2001). Sabe-se que o número total de poros ativos disponíveis para o processo adsorptivo é limitado, sendo assim, quando se atinge o equilíbrio o carvão está saturado (MACHADO, 2007).

A Figura 23 traz um exemplo esquemático dos poros do carvão ativado saturado com soluto. A parte cinzenta representa o carvão ativado, os espaços em branco (lacunas) são os poros e o adsorvato é representado em amarelo.



**Figura 23 - Representação dos poros do carvão ativado saturado com soluto.**

Fonte: Naturaltec, 2013.

A saturação do carvão ativado pode ser percebida avaliando-se o aumento da concentração dos solutos de saída da unidade de tratamento, ademais, Machado (2007), afirma que em uma coluna de leito fixo usualmente o carvão ativado é substituído por um carvão dito virgem ou regenerado quando atinge entre 50 e 70% da sua saturação.

Metcalf & Eddy (2003) listam os processos que são usados para recuperar a capacidade adsorvativa do carvão saturado:

1. produtos químicos para oxidar o material adsorvido;
2. vapor para eliminar o material adsorvido e;
3. solventes e processos de conversão biológicos.

Çeçen & Aktaş (2012) salientam que à medida que ocorrem vários ciclos de operação após os processos de regeneração, ocorre a progressão do processo degradativo do carvão ativado que está sendo utilizado.

### 2.3.5.2. Troca iônica

Comumente utilizado no tratamento de águas para remoção de compostos indesejados, como íons metálicos, os processos de troca iônica são muito utilizados na indústria (HABASHI, 1993), ainda que sua utilização para remoção de metais pesados apresentem uma economicidade não atraente quando comparados com a precipitação química (OLIVEIRA, 2001).

Sabe-se que em processos de troca iônica, os íons de uma solução acabam por serem trocados por íons que estão ligados a, eventualmente, um leito de resina imobilizado ou a um leito recheado ou coluna (OLIVEIRA, 2001). A estrutura da matriz polimérica (resina) está associada a um íon oposto, com carga oposta menor, que poderá migrar para dentro e para fora da estrutura cruzada da resina (ABRÃO, 1972).

O processo é uma reação onde acontece uma troca reversível entre o trocador iônico (fase sólida) e solução aquosa (fase líquida), levando a trocar o íon de interesse (TENÓRIO & ESPINOSA, 2001). De maneira geral, a Reação 1 traz a reação de troca de cátions de um metal, considerado como M, de valência n, podendo ser escrita como (ABRÃO, 1972):



Adams & Holmes (1935) sintetizaram uma resina catiônica à base de fenolformaldeído e uma resina catiônica à base de poliaminas e formaldeído. Já em 1944, D'Alelio criou resinas catiônicas que se basearam-se na copolimerização de estireno e divinilbenzeno e, em 1948, chegou-se a resinas aniônicas embasadas no copolímero estireno-divinilbenzeno (CHEPCANOFF, 2001).

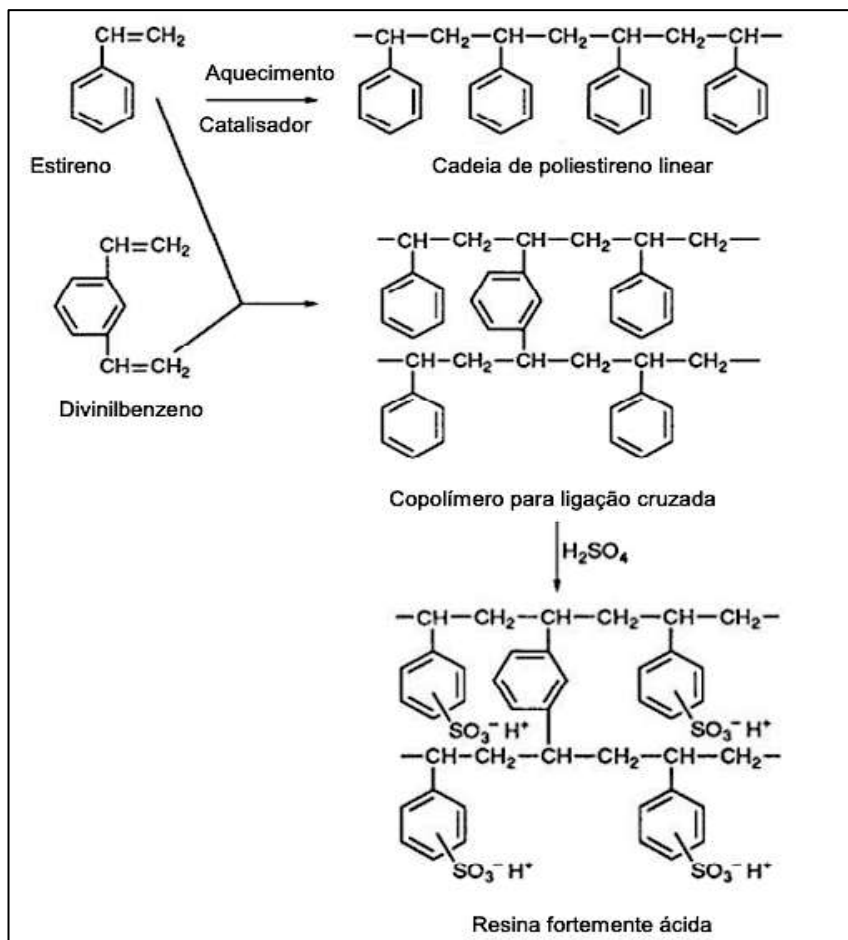
Desde então, diversos outros cientistas propuseram uma série de novos métodos de síntese para aumentar a eficiência das resinas sintéticas. As resinas compostas por poliestireno (polimerização do estireno) são algumas das matrizes mais utilizadas em processos de troca iônica (HABASHI, 1993).

O percentual de divinilbenzeno (DVB) é um parâmetro importante no processo de confecção das resinas, haja vista que está intimamente ligado a solubilidade, rigidez, porosidade e inchamento das resinas. As resinas comerciais possuem de 8 a 12 % de



DVB (ABRÃO, 1972).

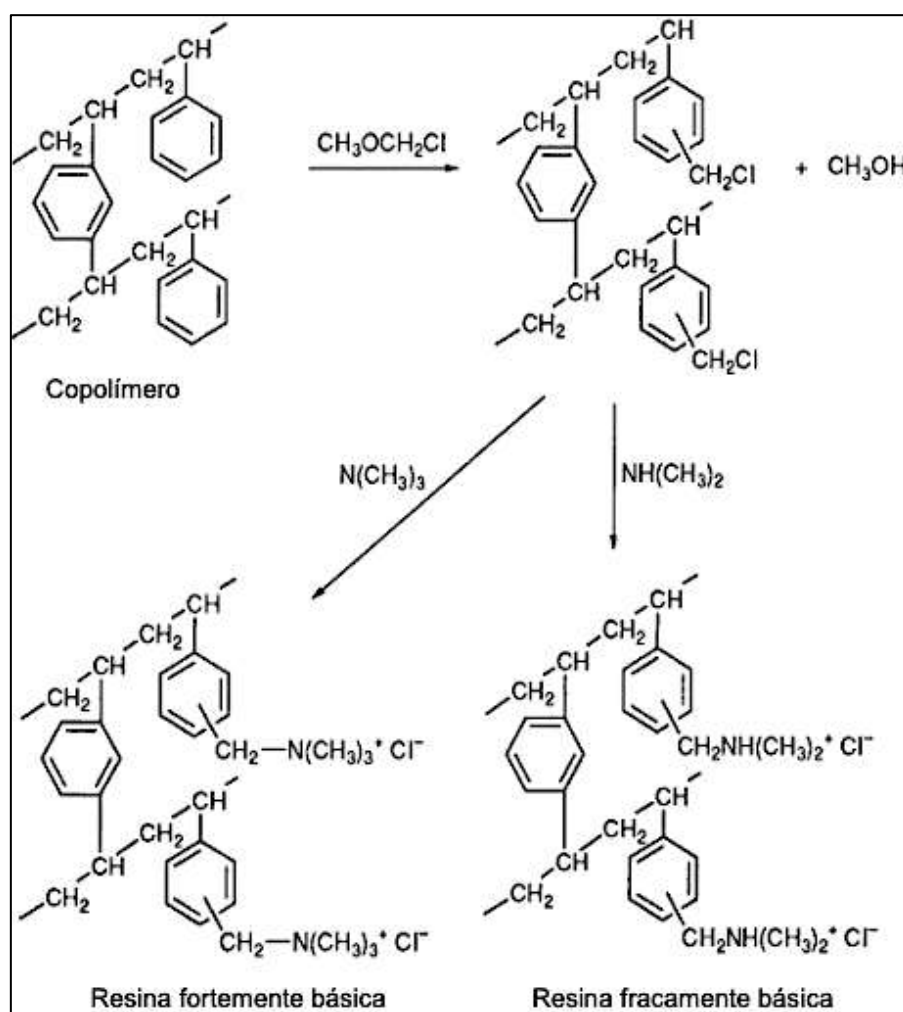
A Figura 24 traz a síntese de uma resina catiônica, onde ocorre uma polimerização do estireno com divinilbenzeno, obtendo-se uma estrutura de poliestireno com ligações cruzadas (matriz polimérica); esta estrutura passa por um processo de sulfonação com ácido sulfúrico concentrado, onde forma-se uma resina catiônica do tipo forte.



**Figura 24 - Síntese de resina catiônica.**

Fonte: Livia, 2010.

A partir do poliestireno com ligações cruzadas, produto da polimerização do estireno com divinilbenzeno, de acordo com a Figura 25, a estrutura passa por uma clorometilação onde forma-se uma matriz polimérica, que pode formar resinas aniônicas de diferentes tipos, como as resinas aniônicas fracas quando a matriz reage com aminas primárias e secundárias e uma resina aniônica forte quando reage com uma amina terciária.



**Figura 25 - Síntese de resina aniônica.**

Fonte: Livia, 2010.

A resina pode ser do tipo catiônica ou aniônica fraca ou forte, sendo, portanto, função do grupo ionogênico ligado a ela. A estabilidade química da resina catiônica associa-se à ligação C-C, e às resinas aniônicas, limita-se às ligações C-N (CHEPCANOFF, 2001).

A partir da matriz polimérica de interesse, diversas resinas de troca iônicas podem ser pensadas e produzidas (HABASHI, 1993), conforme apresentada na Tabela 8.

Tabela 8 - Grupos funcionais

Resinas Catiônicas		Resinas Aniônicas	
Forte	Fraca	Forte	Fraca
SO <sub>3</sub> H	COOH	NR <sub>1</sub> R <sub>2</sub> R <sub>3</sub>	NHR
CH <sub>2</sub> -SO <sub>3</sub> H	OH		NHR <sub>1</sub> R <sub>2</sub>
	PO <sub>3</sub> H <sub>2</sub>		NH <sub>2</sub>

Fonte: Aquino, 2013.

Resinas de tipo gel e macroporosas são amplamente utilizadas na indústria. A Tabela 9 traz um comparativo entre resinas do tipo gel e macroporosas, de acordo com a fabricante *Dowex* (2006).

Tabela 9 - Propriedades de resinas do tipo gel e macroporosas

Propriedades	Gel	Macroporosas
Capacidade de troca iônica	Maior	Menor
Eficiência de regeneração da resina	Maior	Menor
Seletividade	Menor	Maior

Fonte: Livia, adaptado, 2010.

Os íons podem e devem ser removidos quando o leito se satura com os íons adsorvidos, para isto, basta que se processe no leito uma solução regeneradora e, portanto, se inicie outro ciclo de processo.

No caso de saturação com metais pesados, a solução regeneradora pode ser um ácido forte, neste caso, tem-se a troca dos íons dos metais pesados envolvidos por íons de hidrogênio e, a seguir, faz-se necessária a lavagem com hidróxido de sódio para que haja a troca dos íons de hidrogênio por íons de sódio (OLIVEIRA, 2001).

De acordo com Abrão (1972) a troca iônica é um processo de difusão que ocorre em cinco estágios:

1. difusão que ocorre no meio da solução até a superfície da resina;
2. difusão que perpassa a resina até os grupos funcionais (pontos de troca);
3. reação de troca (processo químico);
4. difusão do íon trocado da resina até a superfície e a;
5. difusão da superfície da resina para o interior da solução.

Dado o exposto, ainda de acordo com Abrão (1972), conclui-se que os principais requisitos para as resinas de troca iônica, são:

1. insolubilidade;
2. estabilidade química;
3. do percentual DVB;
4. capacidade de troca iônica;
5. difusão.

Quando os grupamentos funcionais são introduzidos na matriz do polímero cruzado, objetivando estabelecer sua característica para uso, a insolubilidade e a estabilidade química são estabelecidas no momento da introdução dos grupos funcionais na matriz polimérica.

O número de grupamentos ativos no polímero é intimamente ligado a capacidade de troca, que é função do percentual de DVB, ou seja, um parâmetro essencial para avaliar a qualidade de uma resina de troca iônica, haja vista que alta do percentual de DVB traz uma menor velocidade de difusão para os íons, sendo assim, a capacidade de troca iônica e a difusão são afetadas, sendo, portanto, parâmetros igualmente importantes (CHEPCANOFF, 2001).

### **2.3.6. Processo Oxidativo Avançado**

O Processo Oxidativo Avançado (POA) surge pela primeira vez em 1980, para tratamento de água potável (NHMRC-NRMMC *et al.*, 2011), em um cenário de complexa degradabilidade biológica.

É um processo altamente eficiente, pois gera espécies consideravelmente oxidantes, como radicais hidroxila. Os POAs são recomendados em cenários de contaminação por compostos orgânicos, uma vez que destroem completamente os poluentes e não apenas muda-os de fase (NOGUEIRA & GUIMARÃES, 1999).

Na formação de radicais hidroxila pode-se utilizar métodos distintos, podendo ser (TERAN. 2014):

- homogêneos, o catalisador e o substrato formam uma única fase e;
- heterogêneos, o substrato e o catalisador formam um sistema de mais de uma fase.

Huang *et. al* (1993) listaram uma série de sistemas típicos de processos oxidativos avançados, listados na Tabela 10. Estes sistemas podem ou não serem submetidos a irradiação.

**Tabela 10 - Sistemas usuais de processos oxidativos avançados**

Sistemas Homogêneos		Sistemas Heterogêneos	
Com irradiação	Sem irradiação	Com irradiação	Sem irradiação
O <sub>3</sub> /UV	O <sub>3</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	TiO <sub>2</sub> /O <sub>2</sub> /UV	Eletro-fenton
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	O <sub>3</sub> /OH-	TiO <sub>2</sub> /H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /UV	
Feixe de elétrons	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup> (Fenton)		
US			
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /Fe <sup>2+</sup>			
(Foto-Fenton)			
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> /US			
UV/US			

Fonte: Huang *et al.*, 1993.

Domènech *et al.* (2001) listaram algumas das principais vantagens e desvantagens do uso dos POA, sendo as vantagens:

- melhoram as qualidades organolépticas da água tratada;
- consegue-se a destruição completa do contaminante;
- em geral não geram lodo que necessitam de um processo de tratamento específico ou acomodação em local apropriado.

Algumas das principais desvantagens do uso dos POA:

- por vezes tem-se altos tempos de retenção, havendo a necessidade de ser utilizado reatores de batelada;
- os custos associados à operação do processo podem ser elevados quando comparados aos processos biológicos, mas são mais baratos que a incineração por exemplo e;
- requer necessidade de mão de obra treinada.

Sendo assim o POA é um processo recomendado para degradação de compostos não-biodegradáveis e orgânicos. Todavia, um dos principais limitantes quanto a utilização do método é o alto consumo de energia, em função da fonte de irradiação UV, mas, em contrapartida, utiliza-se produtos com menor impacto ao meio ambiente (DOMÈNECH *et al.*, 2001).

### **2.3.7. Desinfecção**

A desinfecção de água é uma tentativa de controlar e interromper a infecção por organismos patogênicos em águas que possam ser parcialmente ou totalmente consumidas por seres humanos, direta ou indiretamente, haja vista que esses microrganismos podem viver em águas por semanas (CUBILLOS, 1981).

Laubush (1971) pontuou características que precisam ser levadas em conta no processo de desinfecção de águas:

1. classificação do organismo patogênico;
2. concentração do agente desinfetante;
3. concentração e tipo do organismo patogênico alvo da inativação;
4. especificidades químicas e física da água;
5. tempo de exposição do organismo patogênico ao agente desinfetante;
6. nível de dispersão do agente desinfetante na água.

Ainda segundo Laubusch (1971) com foco nos processos de desinfecção associados às ETAs, tem-se:

- tratamento térmico, ou seja, aplicação de calor, levando a destruição do patógeno;
- luz ultravioleta, variando de 100 nm a 400 nm, que podem atuar diretamente no material genético do microrganismo, destruindo o ácido-desoxirribonucléico (DNA) e o ácido-ribonucléico (RNA);
- íons metálicos de cobre e prata;
- compostos tensoativos (sais de amônia quaternários);
- oxidantes halogênicos e ozônio;

- compostos orgânicos e inorgânicos.

Fair *et al.*, (1954) destacaram alguns atributos imprescindíveis para que um agente desinfetante atue com qualidade e eficiência:

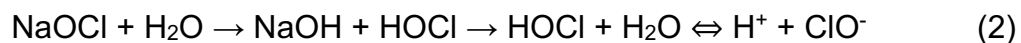
- neutralização completa dos organismos patogênicos envolvidos, em tempo curto de operação;
- toxicidade do agente desinfetante nula, para evitar intoxicação àqueles que consumirem a água;
- não atribuir gosto ou cheiro à água;
- desafios logísticos associados ao armazenamento: transporte, aplicação e estoque devem ser simples;
- baixos custos agregados às aplicações do agente desinfetante;
- determinação simples da concentração do agente desinfetante na água alvo;
- eficiente restrição sanitária.

#### **2.3.7.1. Cloração**

A cloração é uma etapa muito utilizada em processos de desinfecção em ETAs, uma vez que, promove a inativação de microrganismos patogênicos levando-os à destruição e promovendo a oxidação de compostos presentes na água (DEGRÉMONT, 1979).

Sabe-se que na pré-cloração, havendo a presença de íon onde objetiva-se sua parcial remoção, considerando temperatura ambiente, e em valores elevados de pH e potencial *redox* redutores ou próximos a zero, leva-se os íons em questão que estão em estado de oxidação  $Y^{+x}$  a dióxido-óxido e, assim, gera-se a sua precipitação, fato que acontece em função do aumento do potencial de oxirredução (DRIEHAUS *et al.*, 1992).

Quando se adiciona o agente oxidante, no caso, o cloro, que é normalmente colocado no sistema na forma de hipoclorito de sódio, tanto na pré-cloração ou na etapa final, o hipoclorito de sódio reage com água e acaba sofrendo hidrólise com geração de cloro livre ( $Cl_2$ ), ácido hipocloroso ( $HOCl$ ) e íon hipoclorito ( $OCl^-$ ), de acordo com a Reação 2 (DEGRÉMONT, 1979).



A prática mais usada para o tratamento convencional da água bruta é justamente essa aplicação da oxidação química, com hipoclorito de sódio em valores de pH na faixa de 8,5 a 9,0 (DRIEHAUS *et al.*, 1992).

Parâmetros operacionais são importantes no processo de desinfecção, como a diminuição do pH e o aumento da temperatura, que levam a diminuição da atividade do cloro e aumento da velocidade de reação, respectivamente, impactando na eficiência do processo (ROSSIN, 1987).

Por fim, as reações com compostos inorgânicos como hipoclorito de sódio, dióxido de cloro, ou sulfitos, sulfetos e íon ferroso, costumam ser mais rápidas, justificando-se assim, sua ampla utilização, enquanto reações com compostos orgânicos são mais lentas, em alguns casos, levam horas (MEYER, 1994).

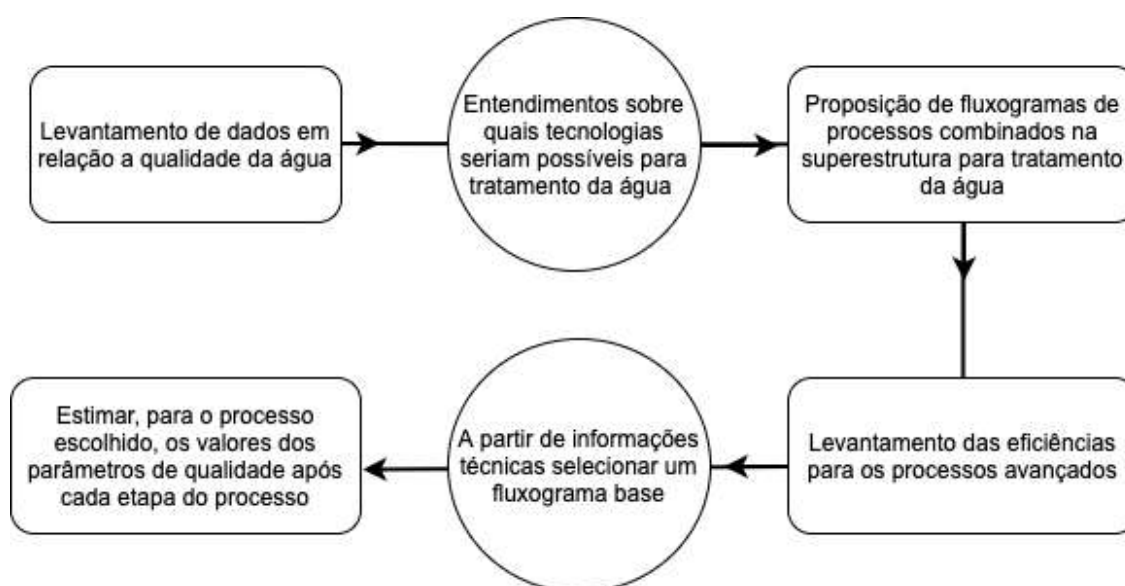


### 3. METODOLOGIA

Conforme a Figura 26, a metodologia desenvolvida neste trabalho foi iniciada a partir do levantamento de dados disponíveis para avaliação dos parâmetros da água do rio Paraopeba, elencados no último relatório público produzido pelo IGAM.

Buscou-se entender as principais tecnologias para tratamento de água que estão disponíveis, além de seus parâmetros operacionais, bem como a elaboração de fluxogramas de processos que foram condensados na superestrutura.

A partir de informações técnicas sobre as tecnologias consideradas, selecionou-se um fluxograma base e realizou-se o cálculo das eficiências das operações.



**Figura 26 - Metodologia desenvolvida neste trabalho.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

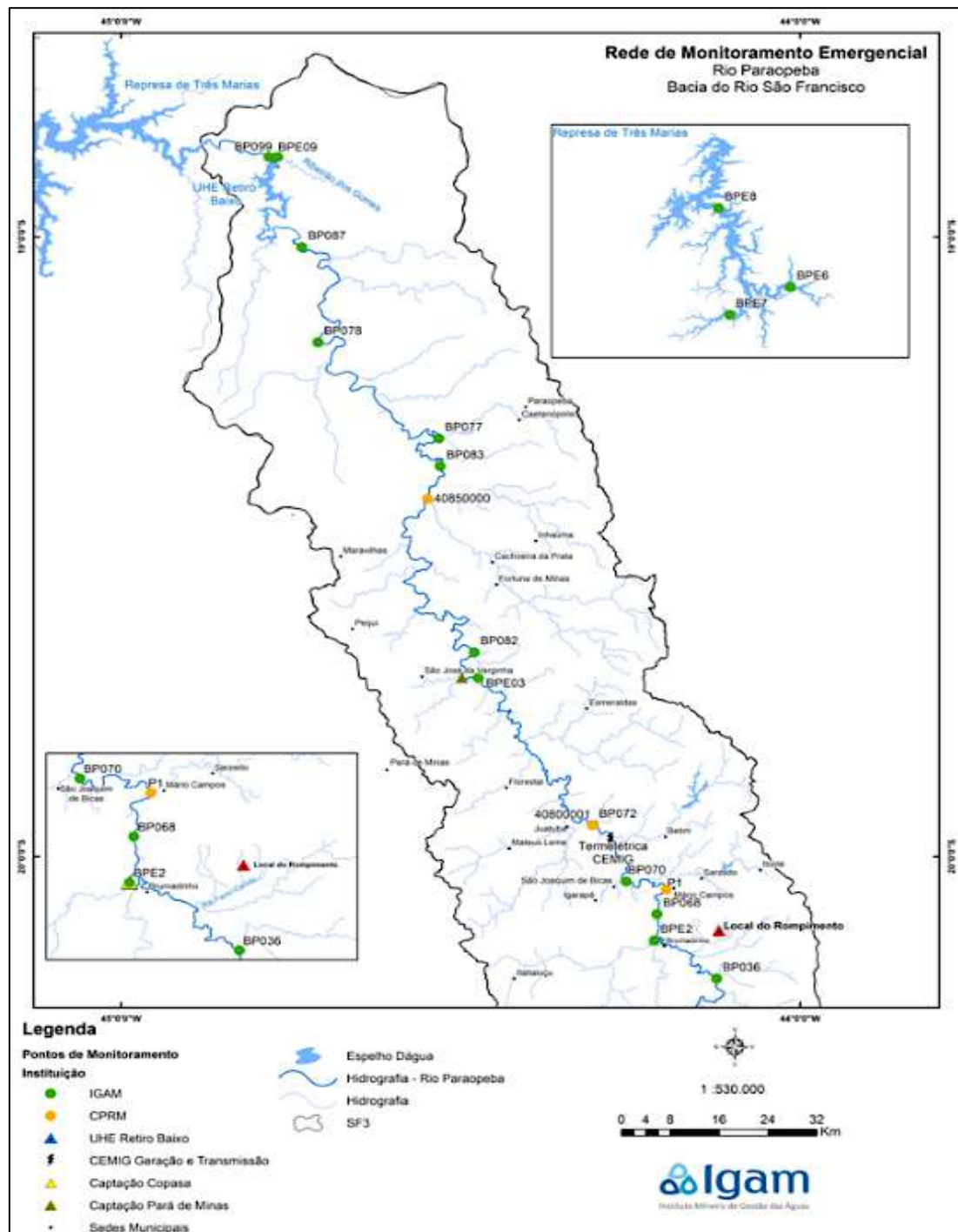
A Tabela 11 traz a localização de todos os 16 pontos instalados na calha do rio Paraopeba que estão distribuídos no trecho que vai do município de Brumadinho até o reservatório de Três Marias, utilizados para o monitoramento da qualidade das águas superficiais do rio Paraopeba. Destaca-se que na sigla de identificação dos pontos, a letra B, significa Brumadinho, a letra P, ponto e a sigla RMBH, Região Metropolitana de Belo Horizonte.

Tabela 11 - Identificação dos trechos, pontos, distância e locais de monitoramento

Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local	
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho
	BP068	25	Mário Campos
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas
2	BP072	59	Betim
	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas
	BP082	123	Esmeraldas
3	BP083	192	Paraopeba
	BP077	203	Paraopeba
	BP078	251	Curvelo
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo
	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo
4	BP099	318	Depois de Re
5	BPE6	353	Braço do reservatório em Felixlândia
	BPE7	400	Braço do reservatório
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias

Fonte: IGAM, adaptado, 2021.

Na Figura 27 tem-se o mapa confeccionado pelo IGAM (2021), onde apresenta-se as localizações das estações de monitoramento de qualidade da água no rio Paraopeba, bem como os pontos de monitoramento e as instituições associadas aos pontos, todas as tabelas com toda a série de dados disponibilizadas pelo IGAM estão nos Anexos de 1-8.



**Figura 27 - Rede de monitoramento emergencial, rio Paraopeba.**

Fonte: IGAM, 2021.

Dada a abrangência dos dados, destacou-se 6 pontos para analisar os dados disponíveis levando em consideração todos os períodos, dentre os 16 disponíveis (considerando-se o ponto a montante), cobrindo 4 dos 5 trechos disponíveis.

Optou-se por não cobrir todos os pontos, mas apenas os pontos que possuem

indicadores em todas as análises feitas, uma vez que, nem todos os indicadores possuem dados em todos os pontos, como demonstrado nos Anexos 1-8.

Os pontos mais distantes localizados no trecho 5, estão a pelo menos 353 km de distância do que seria hoje o ponto de colapso das barragens 1, 4A e 4, não trazendo, portanto, valores substanciais à análise em função da sua longa distância da origem do rompimento.

Como pôde ser visto nos Anexos 1-8, para muitos indicadores como chumbo total, ferro total e alumínio total, não existem dados disponíveis durante toda a série histórica de 2000 até 2018, haja vista que nunca foram detectados antes dos rompimentos das Barragens.

Sendo assim, a Tabela 12 traz os pontos escolhidos para uma análise mais detalhada levando em consideração as limitações expostas. Buscou-se utilizar os valores de concentrações mais expressivos, garantindo que os pontos escolhidos fossem representativos e apresentassem correspondência de dados em todos os momentos e trechos das coletas de dados.

**Tabela 12 - Pontos, locais e distâncias da origem do rompimento das barragens 1, 4A e 4**

<b>Ponto - Trecho</b>	<b>Local</b>	<b>Distância do local do rompimento (km)</b>
BP036 - A montante	Brumadinho (a montante)	-10
BP068 - 1	Mário Campos	25
BP072 - 2	Betim	59
BP082 - 2	Esmeraldas	123
BP083 - 3	Paraopeba	192
BP099 - 4	Depois de Retiro Baixo	318

Fonte: Adaptado de IGAM, 2021.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS DO RIO PARAOPÉBA**

De acordo com o exposto no tópico de classificação dos rios, a região exposta aos rejeitos oriundos das barragens é de Classe 2, ou seja, as águas podem ser destinadas para consumo humano, desde que passem por tratamentos convencionais de água. Na época antes do rompimento, realizava-se a captação da água bruta do rio e, posteriormente, um tratamento convencional de água era realizado.

Na análise da qualidade da água do Rio Paraopeba serão apresentados os valores de alguns desses parâmetros, além de outros complementares realizados através de análises conduzidas pelos órgãos responsáveis pelo monitoramento.

#### **4.1.1. Geografia do rio Paraopeba**

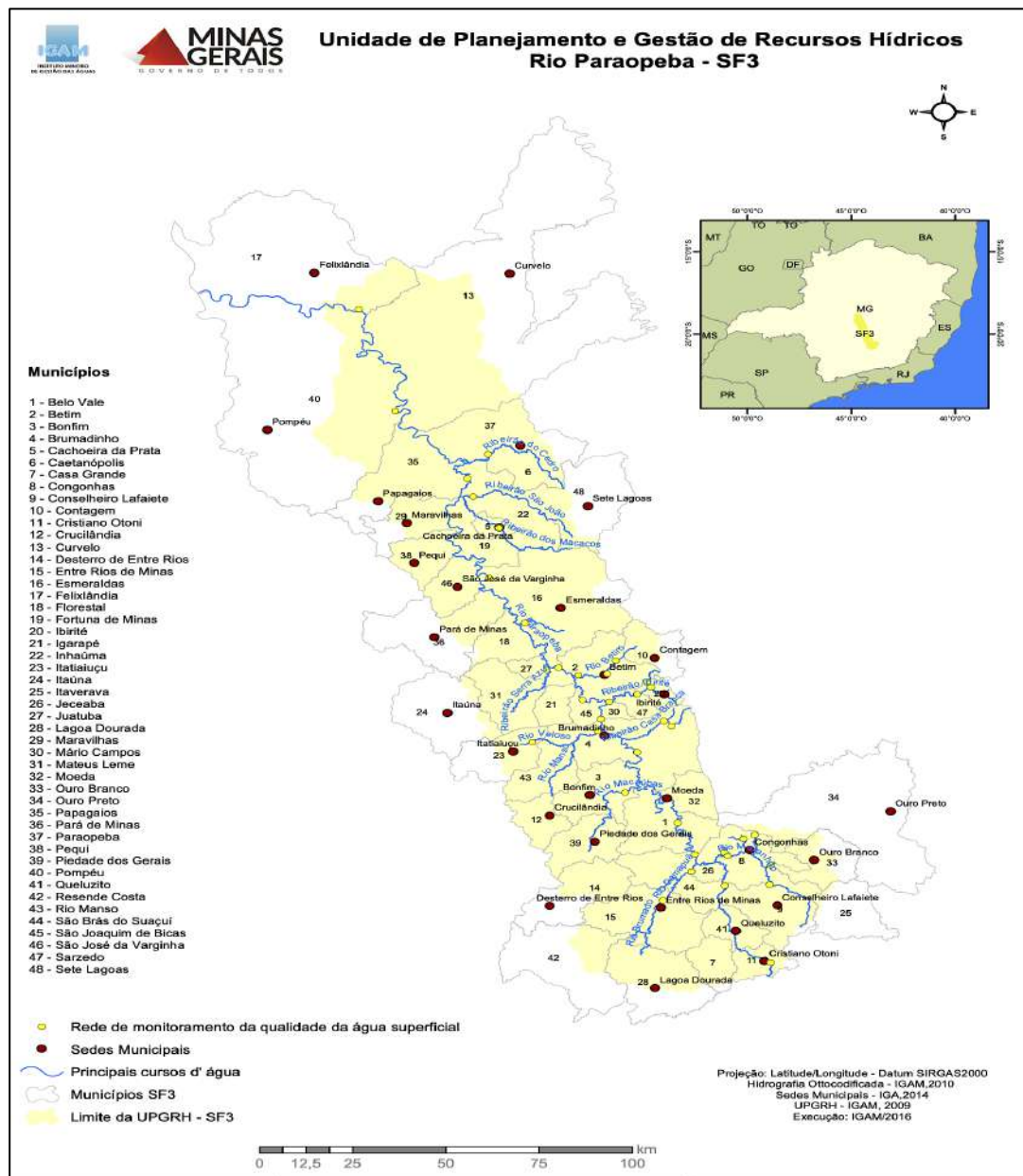
Apresenta-se os dados da geografia do rio Paraopeba, com intuito de trazer toda a complexidade da Unidade de Planejamento de Recursos Hídricos do Rio Paraopeba, e seus principais cursos d'água além das suas redes de monitoramento das águas.

A Bacia Hidrográfica do Rio Paraopeba, de acordo com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco, possui uma área de 12 054 25 km<sup>2</sup>, equivalente a 5,14 % do território da bacia do rio São Francisco.

Sua nascente está localizada ao sul no município de Cristiano Ottoni e sua foz está na represa de Três Marias, no município de Felixlândia, ambos em Minas Gerais. Os principais rios da bacia são: Paraopeba, Águas Claras, Macaúbas, Betim, Camapuã e Manso. Esses rios abrangem 48 municípios, destes 35 possuem sede na bacia. São eles: Belo Vale; Betim; Bonfim; Brumadinho; Cachoeira da Prata; Caetanópolis; Casa Grande; Congonhas; Conselheiro Lafaiete; Contagem; Cristiano Ottoni; Crucilândia; Curvelo; Desterro de Entre Rios; Entre Rios de Minas; Esmeraldas; Felixlândia; Florestal; Fortuna de Minas; Ibirité; Igarapé; Inhaúma; Itatiaiuçu; Itaúna; Itaverava; Jeceaba; Juatuba; Lagoa Dourada; Maravilhas; Mario Campos; Mateus Leme; Moeda; Ouro Branco; Ouro Preto; Papagaios; Pará de Minas; Paraopeba; Pequi; Piedade dos Gerais; Pompéu; Queluzito; Resende Costa; Rio Manso; São Brás do Suaçuí; São Joaquim de Bicas; São José da Varginha; Sarzedo; Sete Lagoas (CBHSF, 2021).

A população total dos municípios é de 1 318 885 habitantes, sendo que 1 226 625 milhão vivem na área urbana e 92 260 mil na área rural, com uma densidade populacional de 93,24 hab./km<sup>2</sup> (IBGE, 2010).

No mapa (Figura 28) temos a localização das cidades citadas e suas sedes municipais, bem como a área da Unidade de Planejamento de Recursos Hídricos do Rio Paraopeba, os principais cursos d'água e as redes de monitoramento das águas.



**Figura 28 - Mapa do Rio Paraopeba.**

Fonte: UPGRH, 2020.

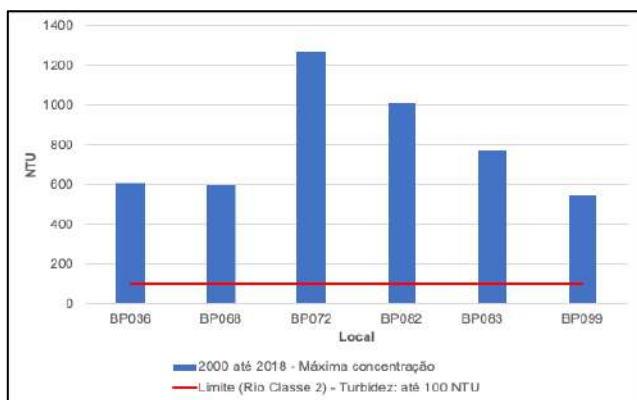
## 4.2. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS DO RIO PARAPEBA ANTES ROMPIMENTO DAS BARRAGENS 1, 4A E 4

### 4.2.1 Turbidez, chumbo total, mercúrio total e cobre dissolvido

Quando se observa os valores máximos de turbidez, chumbo total, mercúrio total, e cobre dissolvido, de acordo com os Gráficos 2, 3, 4 e 5, indicados na série histórica de 2000 até 2018, antes do rompimento, todos os parâmetros, à exceção do mercúrio total, já haviam sido detectados no rio com valores acima do limite legal para rio de Classe 2, indicado pela linha vermelha.

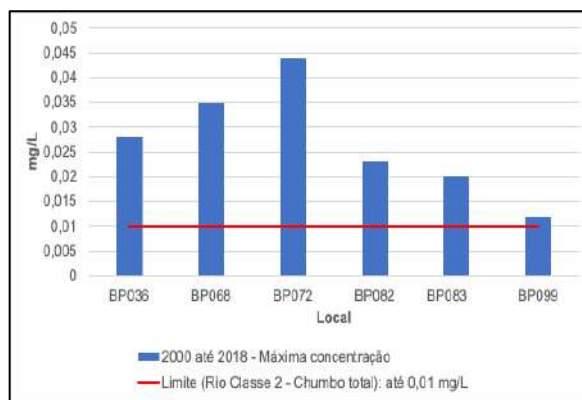
Os valores observados para o parâmetro turbidez pode ser justificado em função das fortes chuvas, que são comuns na região, e levam ao revolvimento de sedimentos.

De acordo com o IGAM, não é possível atribuir os valores determinados para estes parâmetros às atividades de mineração realizadas na região. Portanto, presume-se que suas presenças na calha do rio Paraopeba são função de atividades antrópicas realizadas nas imediações do rio.



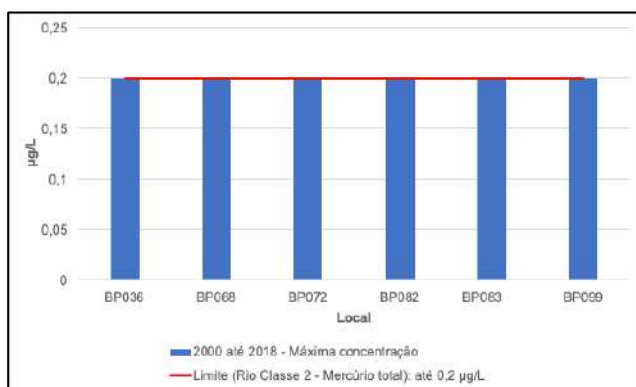
**Gráfico 2 - Máxima concentração de Turbidez – 2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.



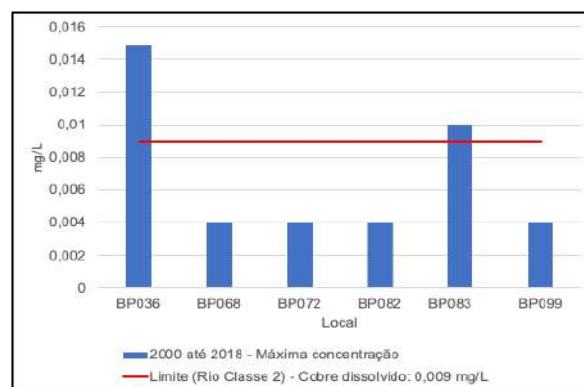
**Gráfico 3 - Máxima concentração de Chumbo Total – 2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.



**Gráfico 4 - Máxima concentração de Mercúrio Total – 2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.

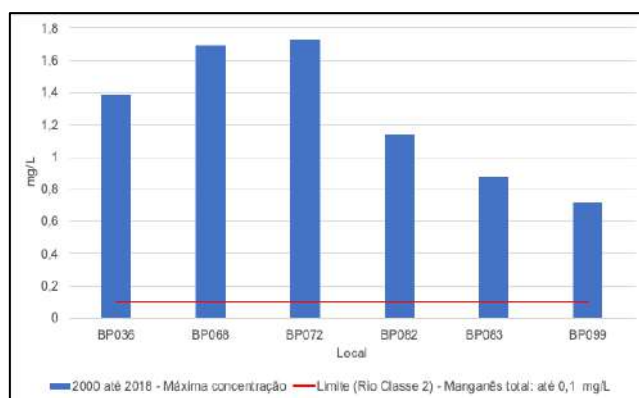


**Gráfico 5 - Máxima concentração de Cobre dissolvido – 2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.

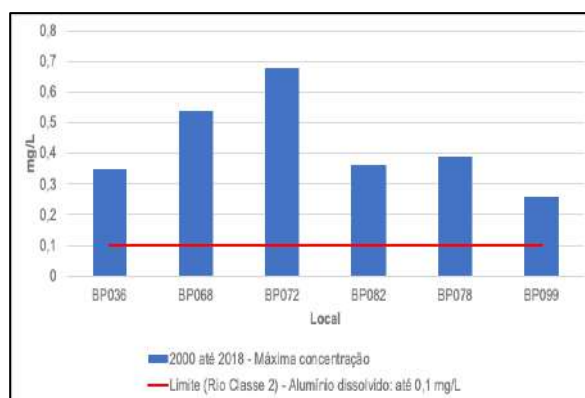
#### 4.2.2. Alumínio dissolvido, ferro dissolvido, manganês total

Quanto aos teores de alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total, de acordo com os dados apresentados (Gráficos 6, 7, 8 e 9), indicados na série histórica de 2000 até 2018, antes do rompimento das barragens, observa-se que os valores em relação a presença destes no rio Paraopeba sempre estiveram acima do limite legal. Estes valores já eram esperados, uma vez que, esses elementos estão presentes na forma natural na bacia hidrográfica do rio Paraopeba, haja vista que a região é chamada de quadrilátero férreo, em função de suas características geológicas, de acordo com o Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2014), portanto, a presença de alumínio dissolvido, ferro dissolvido e manganês total é esperada na calha do rio Paraopeba.



**Gráfico 6 - Máxima concentração de Manganês total – 2000 até 2018.**

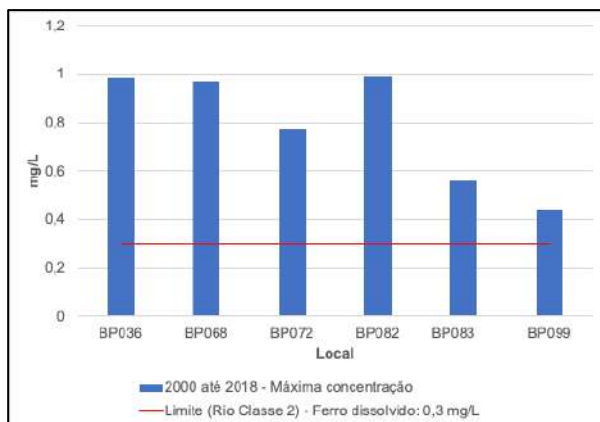
Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.



**Gráfico 7 - Máxima concentração de Alumínio dissolvido – 2000 até 2018.**

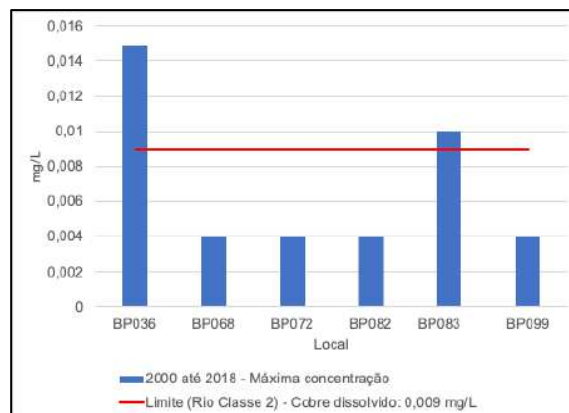
Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.





**Gráfico 8 - Máxima concentração de Ferro dissolvido Total –2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.



**Gráfico 9 - Máxima concentração de Cobre dissolvido – 2000 até 2018.**

Fonte: IGAM. Adaptado, 2019.

#### 4.3. MEDIDAS DE MITIGAÇÃO ADOTADAS PARA INTERRUPTÃO DO CARREAMENTO DE REJEITO E SEDIMENTOS AO RIO PARAOPEBA EM 2019 E 2020

Durante o ano de 2019 foram realizadas intervenções no ribeirão Ferro-Carvão, objetivando-se a interrupção do carreamento de rejeito e sedimentos ao rio Paraopeba, através da implementação de diversas estruturas. Em 2020, realizaram-se iniciativas para que se verificasse a efetividade das ações realizadas em 2019, como: “manutenção, limpeza e monitoramento da eficiência na remoção de rejeitos” (IGAM, 2021).

Foi construída uma barreira de estabilização da calha (BEC) que, de acordo com o estudo (Figura 29), corresponde a 25 estruturas distanciadas em 100 m, sequencialmente dispostas, entre as barragens e a barreira hidráulica, que visam estabilizar a calha do ribeirão Ferro-Carvão e conter os rejeitos carreados em decorrência das chuvas.

Na Figura 30 pode-se observar a BEC construída onde as setas indicam algumas das estruturas utilizadas para conter os rejeitos que possam vir a ser carreados em decorrência das chuvas.



**Figura 29 – Barreira De Estabilização Da Calha (1)**

Fonte: Arquivo IEF, foto tirada em 19/11/2020.  
Adaptado, 2020.



**Figura 30 – Barreira De Estabilização Da Calha (2)**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 29/10/2020. Adaptado, 2020.

Além disso, foi construída uma Barreira Hidráulica Zero (BH0), com o objetivo de filtrar a água do ribeirão Ferro-Carvão e evitar o contínuo carreamento de rejeitos. O volume aproximado de acumulação, de acordo com o IGAM é de 39 000 m<sup>3</sup> e os rejeitos sedimentados na barreira são removidos. Na Figura 31 é possível observar a barreira hidráulica construída com o objetivo de filtrar a água do ribeirão Ferro-Carvão, as setas indicam a barreira.



**Figura 31 - Barreira Hidráulica Zero (BH0)**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 25/09/2020. Adaptado.

A Figura 32 apresenta o Dique 2 com um volume aproximado de acumulação de 18 800 m<sup>3</sup>, que é usado para conter finos e filtrar a água do ribeirão Ferro-Carvão.



**Figura 32 - Dique 2**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 25/09/2020.

Outrossim, construiu-se um canal de desvio revestido em concreto canvas, que de acordo com o IGAM, tem o objetivo de evitar o contato das águas provenientes dos afluentes do ribeirão Ferro-Carvão com o rejeito.

A Figura 33 mostra a estrutura construída e utilizada para evitar o contato das águas citadas.



**Figura 33 - Desvio revestido em concreto canvas**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 25/09/2020.

Outra estrutura foi implantada à jusante do Dique 2, com a finalidade de filtrar a água do ribeirão Ferro-Carvão, a Barreira Hidráulica Filtrante 1 (Figura 34). Esta barreira tem como objetivo evitar a dispersão dos rejeitos e o volume aproximado de acumulação é de 158 000 m<sup>3</sup>.



**Figura 34 - Barreira Hidráulica Filtrante 1**  
Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 12/02/2020.

Ainda com o objetivo de promover a contenção dos rejeitos, foram construídas cortinas metálicas em Estanca Prancha 1 e 2 (Figuras 35 e 36), de acordo com o IGAM: “A Cortina Metálica 1 foi implantada com objetivo de conter finos, evitando o carreamento de rejeito e proteger a ponte da rodovia LMG-813”.

À montante da cortina é formado um reservatório, no qual a água captada do ribeirão Ferro-Carvão é conduzida para a Estação de Tratamento de Água 1 (ETA F1), o volume aproximado de acumulação é de 104 000 m<sup>3</sup>.





**Figura 35 - Drenagem do reservatório da Cortina Metálica 1**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 25/09/2020.



**Figura 36 - Cortina Metálica 1 e 2**

Fonte: Arquivo Feam, foto tirada em 12/02/2020.

Em todas as situações, os rejeitos são encaminhados para as bacias de sedimentação (Figura 37 e 38) e, nessas bacias, os sedimentos decantados são conduzidos para Depósitos Temporários de Rejeitos (DTR) e a parte líquida excedente retorna ao reservatório, sendo bombeada para a ETAF 1.



**Figura 37 - Bacias de sedimentação.**

Fonte: Arquivo Feam, 2020.



**Figura 38 - Bacias de sedimentação.**

Fonte: Arquivo Feam, 2020.

Portanto, diante das diversas medidas de intervenção que foram implementadas, nota-se o impacto direto nos indicadores de qualidade da água do rio Paraopeba com o passar do tempo, que serão analisados a seguir.

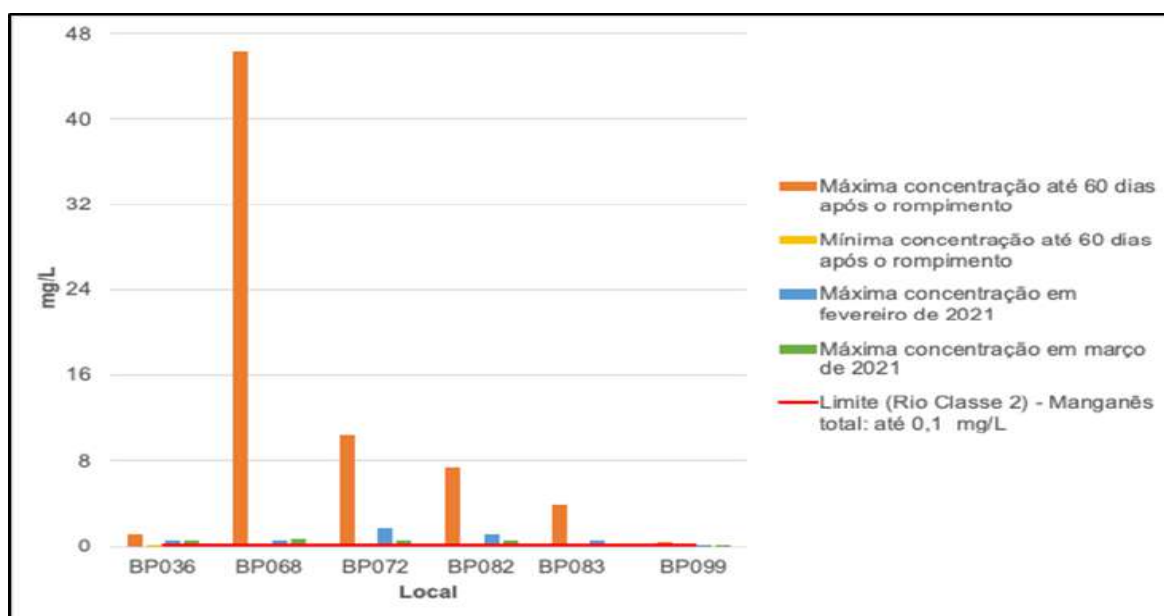
#### **4.4. CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS DO RIO PARAPEBA APÓS O ROMPIMENTO DAS BARRAGENS 1, 4A E 4**

Após a apresentação das medidas que foram adotadas para mitigar os efeitos

catastróficos dos rompimentos das barragens, avalia-se, agora, a situação das águas do rio Paraopeba em até 60 dias do rompimento das barragens e nos meses de fevereiro e março de 2021.

#### 4.4.1. Manganês total

No Gráfico 10 são evidenciados os resultados de manganês total obtidos no período de até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 (máxima e mínima concentração) e nos meses de fevereiro e março de 2021, através de calhas instaladas ao longo do rio Paraopeba.



**Gráfico 10 - Máxima concentração de manganês total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

Como pode-se perceber, o volume de rejeito de minérios lançados ao rio causou um impacto notório na qualidade das águas do rio Paraopeba a máxima concentração de manganês total após 60 dias do estouro da barragem é bastante elevada, cerca de 45 mg/L, quando o valor legal limite para rio de classe 2, é de 0,1 mg/L, ou seja, o valor está 450 vezes acima do limite legal. Nota-se, que existem variações de concentração à medida que o tempo passa e o minério se desloca da região do colapso da barragem.

Vale destacar que o local BP036, Brumadinho (a montante), registra valores de máximo e mínimo de concentração de manganês total, até 60 dias após o rompimento

da B1 de 1,172 mg/L e 0,023 mg/L (abaixo do limite legal), respectivamente, sendo, portanto, valores fora do esperado, que são mais próximos dos valores de antes do rompimento das barragens, fato que pode ser explicado levando em consideração os momentos de coleta da água e o avanço do rejeito ao longo do rio. No momento que a barragem colapsou o grande volume de água e rejeito deslocaram-se rapidamente, fazendo com que no momento da aferição no ponto a montante, não houvesse valores residuais extremamente expressivos como nos pontos subsequentes.

Outrossim, as concentrações de manganês total diminuíram ao longo do rio, mesmo que ainda muito altos, o que é esperado, uma vez que é uma região onde tem-se uma alta concentração de manganês total e, ademais, há deposição dos minérios no fundo do rio e, portanto, seu avanço em concentrações muito altas ficam impossibilitados em função da baixa mobilidade do sedimento no fundo do rio.

A situação pode mudar com eventuais chuvas, onde podem ocorrer a ressuspensão do sedimento e, conseqüentemente, deslocamento do minério elevando os índices.

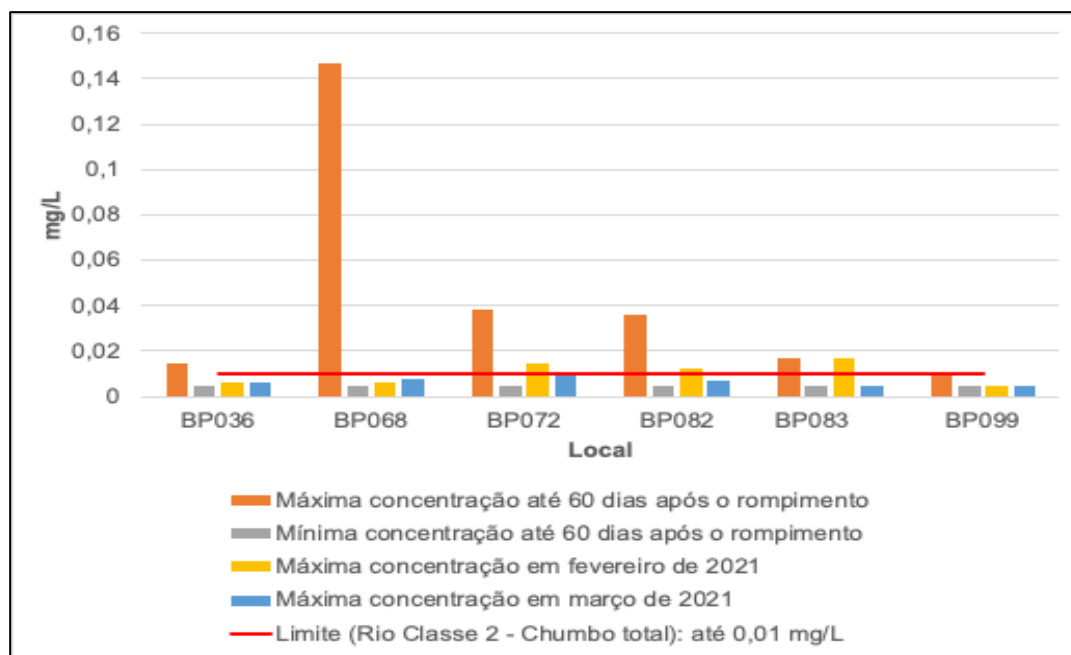
Entretanto, ainda analisando a Gráfico 10, nota-se que mesmo em fevereiro e março de 2021, anos após o estouro da barragem, a concentração de manganês total no rio Paraopeba continua alta, mas consideravelmente menores que os valores registrados em até 60 dias após o estouro das barragens 1, 4A e 4 e acima dos limites legais em todos os locais evidenciados nos pontos de monitoramento da água, exceto no ponto BP099, distante cerca de 318 km da local do rompimento, o que poderia explicar valores baixos de manganês total em fevereiro e março, 0,07 mg/L e 0,743 mg/L, respectivamente.

#### **4.4.2. Chumbo total**

Os valores de chumbo total são apresentados no Gráfico 11, pode-se notar valores muito acima do limite legal para rio de Classe 2 (0,01 mg/L), fruto dos rejeitos de minério oriundo do rompimento das barragens 1, 4A e 4. Assim como o resultado de manganês total, o chumbo total também apresentou os maiores registros no trecho 1 - BP068.

Avaliando-se os parâmetros de máxima concentração em fevereiro e março de 2021, pode-se concluir que os valores de chumbo total estão dentro do limite legal para

rio de Classe 2, sendo, 0,006 mg/L. Para ambos os meses, destaca-se que as medidas de mitigação adotadas para remoção do rejeito do rio e desvios nos trechos foram fundamentais para garantir os valores de chumbo dentro dos parâmetros legais, mas não impede que se tenha uma concentração do metal sedimentada no fundo do leito e em caso de chuvas, possa vir a ressuspender.



**Gráfico 11 - Máxima concentração de Chumbo total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

#### 4.4.3. Mercúrio total

No Gráfico 12, são apresentados os resultados de mercúrio total obtidos no período de até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em janeiro e fevereiro de 2021, ao longo da calha do rio Paraopeba.

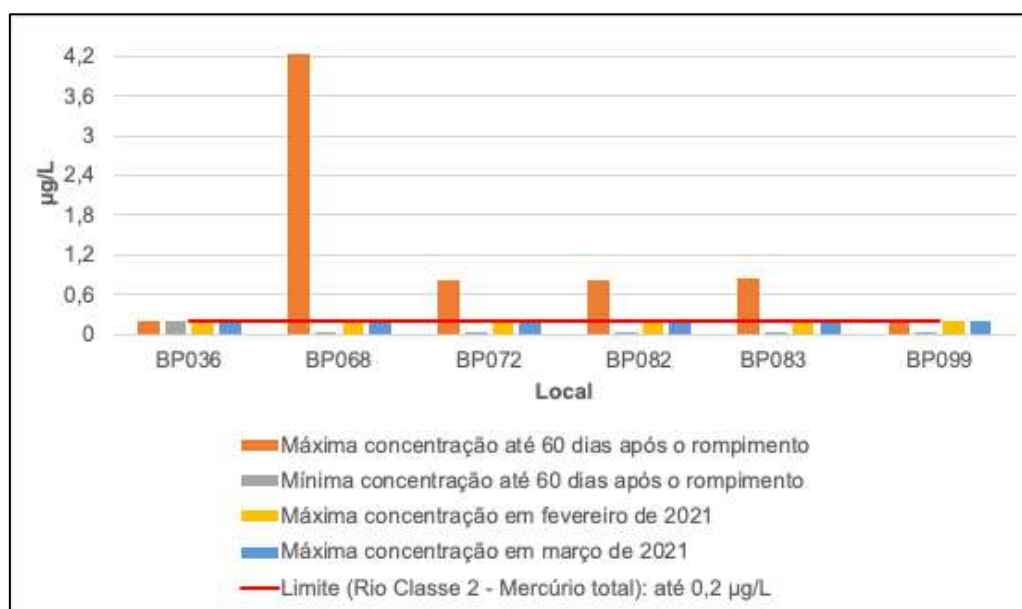
Pode-se notar que a maior concentração de mercúrio total fora registrada no ponto, BP068, cerca de 25 km da região do colapso das barragens. No ponto a montante, BP036, durante o período de análise, o mercúrio total encontrava-se dentro do parâmetro limite legal para rio de Classe 2 (0,2 µg/L), fato que pode ser explicado em função do rápido e grande deslocamento de minério da região de origem do rompimento, ou seja, no momento da coleta, os valores não foram expressivos no ponto.



Nos resultados obtidos nos trechos subsequentes, nota-se que os valores de mercúrio total se encontram em desconformidade ao limite de rio de Classe 2, o deslocamento do minério no rio é função do grande volume de chuvas na região, conforme constantes boletins hidrometeorológicos publicados pelo Sistema de Meteorologia e Recursos Hídricos de Minas Gerais (SIMGE).

Sendo assim, os valores acima dos níveis aceitos pela legislação refletem o impacto do material extravasado proveniente das barragens e a remobilização dos sedimentos do rio Paraopeba provocados pelo aumento das chuvas e, conseqüentemente, levando a ressuspensão do material sedimentado no leito do rio.

Em fevereiro e março de 2021, de acordo com o Gráfico 12, os valores de mercúrio estão dentro do limite legal estabelecido, ainda sim, vale destacar, portanto, que o mercúrio não sumiu, presume-se que sua maior parte tenha sido removida nas ações de mitigação do avanço dos minérios adotadas pela Vale S/A, como a remoção do rejeito do rio Paraopeba onde boa parte dos minérios estavam sedimentados ou, eventualmente, podem estar sedimentados em pontos do leito do rio e, possam a vir, ocasionalmente, ressuspender em caso de chuvas.



**Gráfico 12 - Máxima concentração de Mercúrio total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

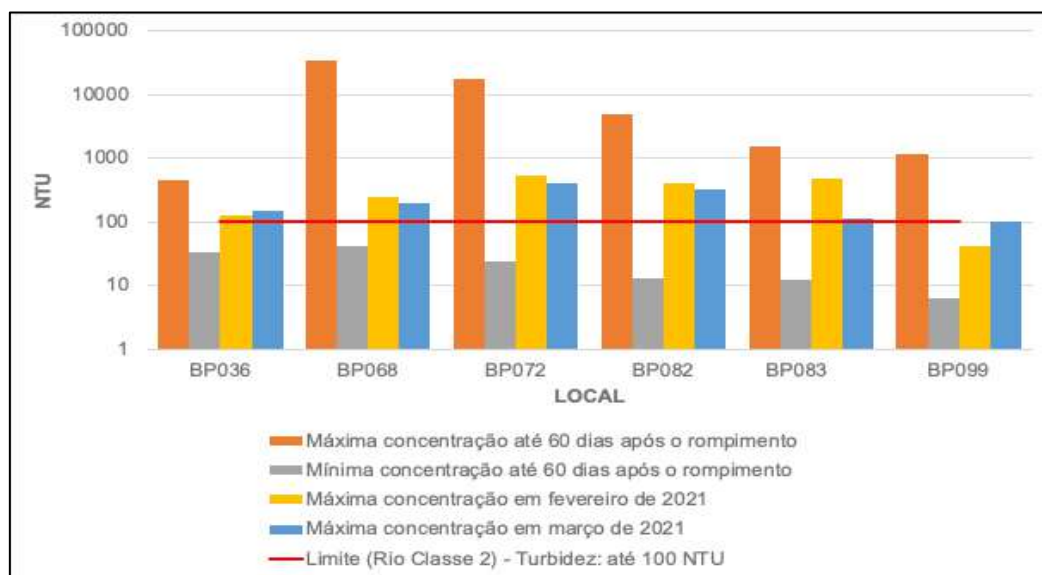
#### 4.4.4. Turbidez

Um parâmetro importante para avaliar a magnitude do impacto decorrente do avanço dos rejeitos é a turbidez. Através do Gráfico 13, pode-se identificar que, de maneira geral, os níveis de turbidez que foram registrados nos 60 dias subsequentes ao rompimento das barragens 1, 4A e 4 são extremamente altos, indicando a magnitude decorrente do deslocamento dos rejeitos.

Salienta-se, ainda, que foi preciso adotar uma escala logarítmica no gráfico apresentado para que fosse possível, de maneira clara, observar a diferença entre os valores nos pontos nos diferentes períodos, por exemplo, no ponto BP068 a 25 km da área do rompimento o valor de turbidez chegou a 34.500 NTU, enquanto o limite legal para rio de Classe 2 é de 100 NTU, ou seja, 345 vezes maior que o tolerado.

Ademais, quando se olha para os limites de máxima concentração em fevereiro e março de 2021, de acordo com o gráfico, ainda é possível notar altos valores de turbidez, mesmo que menores quando comparados aos registrados em até 60 dias após o rompimento, foram em média 328 NTU em fevereiro e de 218 NTU em março.

Portanto, os valores ainda altos em fevereiro e março de 2021, podem ser justificados pela interferência das chuvas na qualidade das águas do rio Paraopeba, principalmente nas áreas mais próximas ao rompimento das barragens, haja vista que com o aumento do escoamento superficial e da vazão do rio, acarreta-se, portanto, uma ressuspensão do material depositado no leito, o que gera novos aportes de rejeitos no rio Paraopeba.

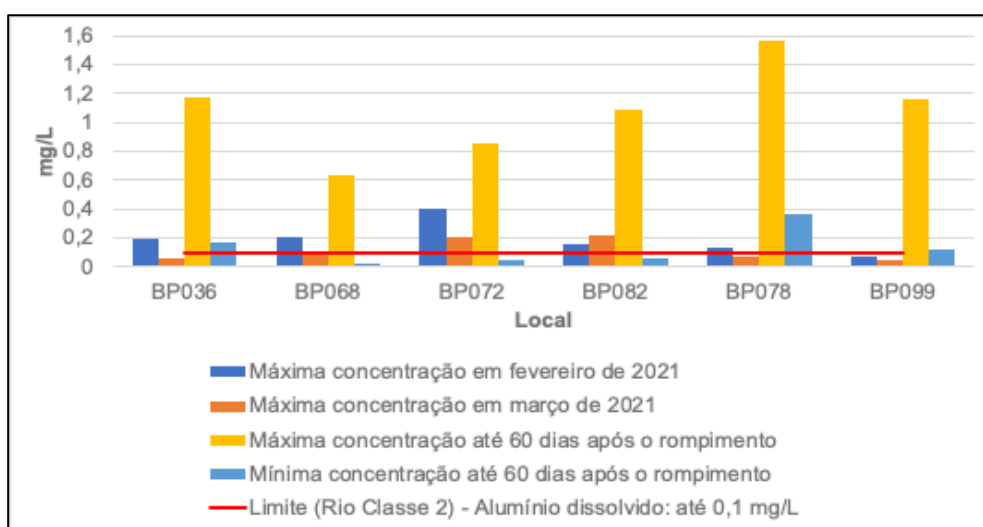


**Gráfico 13 - Máxima concentração de Turbidez em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

#### 4.4.5. Alumínio dissolvido

Destaca-se que o parâmetro em questão é pensando para que se possa determinar o quanto há de alumínio dissolvido na água alvo da análise, de acordo com o Gráfico 14, os índices de alumínio dissolvido estão acima do nível limite (0,1 mg/L).



**Gráfico 14 - Máxima concentração de Alumínio dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

Sabe-se que assim como o ferro e o manganês dissolvidos, o alumínio também está presente no leito do rio em função das características do solo da região, então é esperado que os índices sejam mais altos do que se considera normal, no caso, para um rio de Classe 2.

No entanto, quando se compara o gráfico de concentração de até 60 dias após o rompimento (Gráfico 14), com a série história de alumínio dissolvido de 2000 até 2018, é possível concluir que mesmo presente e acima do limite legal (Gráfico 7).

O valor do alumínio foi muito maior em até 60 dias após a rompimento das barragens 1, 4A e 4, indicando que o aumento considerável da espécie no rio pode ser função do extravasamento do rejeito no corpo do rio, ainda que, de acordo com o IGAM (2021), não seria possível afirmar que as variações de alumínio dissolvido na bacia, estão correlacionadas diretamente com a presença do rejeito.

Observando-se, portanto, baixos valores de alumínio dissolvido em fevereiro e março de 2021. Todavia, nota-se que a presença da espécie em alguns pontos, como o BP036 e BP078, sendo as regiões Brumadinho a montante (-10 km) e Curvelo (251 km), respectivamente, estão com níveis acima do limite legal, mas próximos aos valores de antes do rompimento das barragens, indicado que as medidas de mitigação adotadas pela Vale S/A foram eficientes.

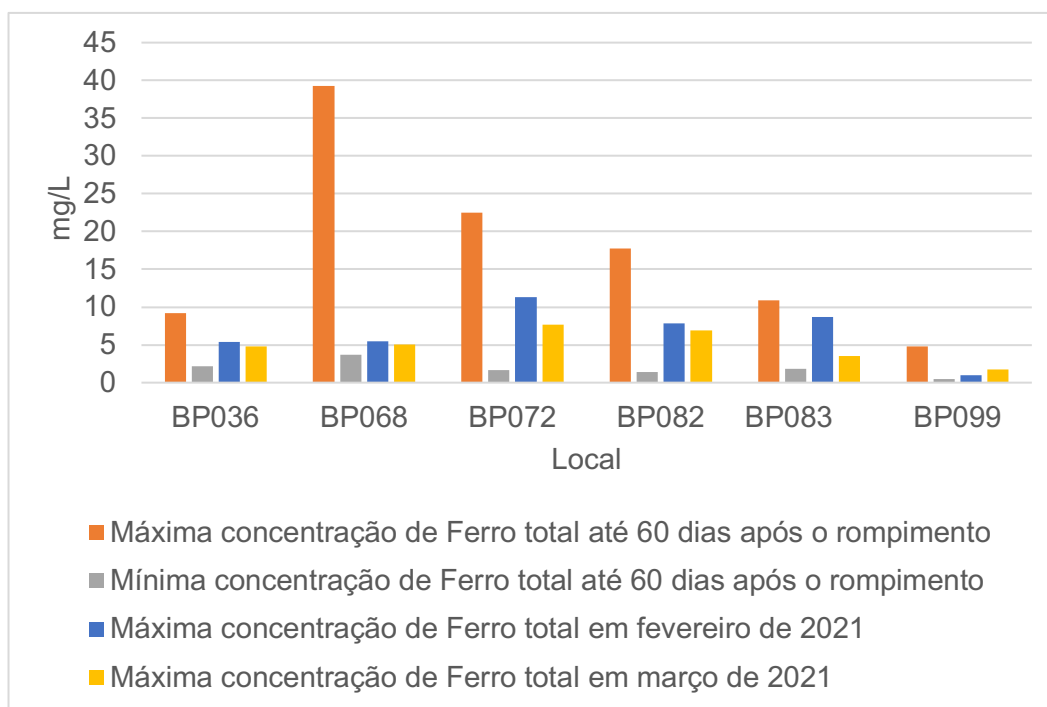
#### **4.4.6. Ferro total**

Como pode-se analisar no Gráfico 15, os níveis de ferro total em fevereiro e março de 2021, mesmo após as medidas de mitigação adotadas pela Vale S/A ainda são considerados altos, uma vez que, não existe um limite legal para sua presença em águas, já que o padrão normativo para o parâmetro ferro prevê apenas a forma dissolvida.

Analisando o Gráfico 15 com as máximas concentrações em até 60 dias após o rompimento também é possível depreender que a presença do metal é oriunda do colapso das barragens 1, 4A e 4.

Conclui-se, portanto, que a presença do metal no leito do rio está ligada impreterivelmente à atividade de mineração realizada na região, ou seja, a sua presença é um indicador de contaminação da água do rio, constatou-se ainda, que a maior parte do ferro proveniente dos rejeitos das barragens estão associados à sua fração total e não

estão dissolvidos na água, de acordo com o IGAM.



**Gráfico 15 – Máxima, mínima concentração de ferro total em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

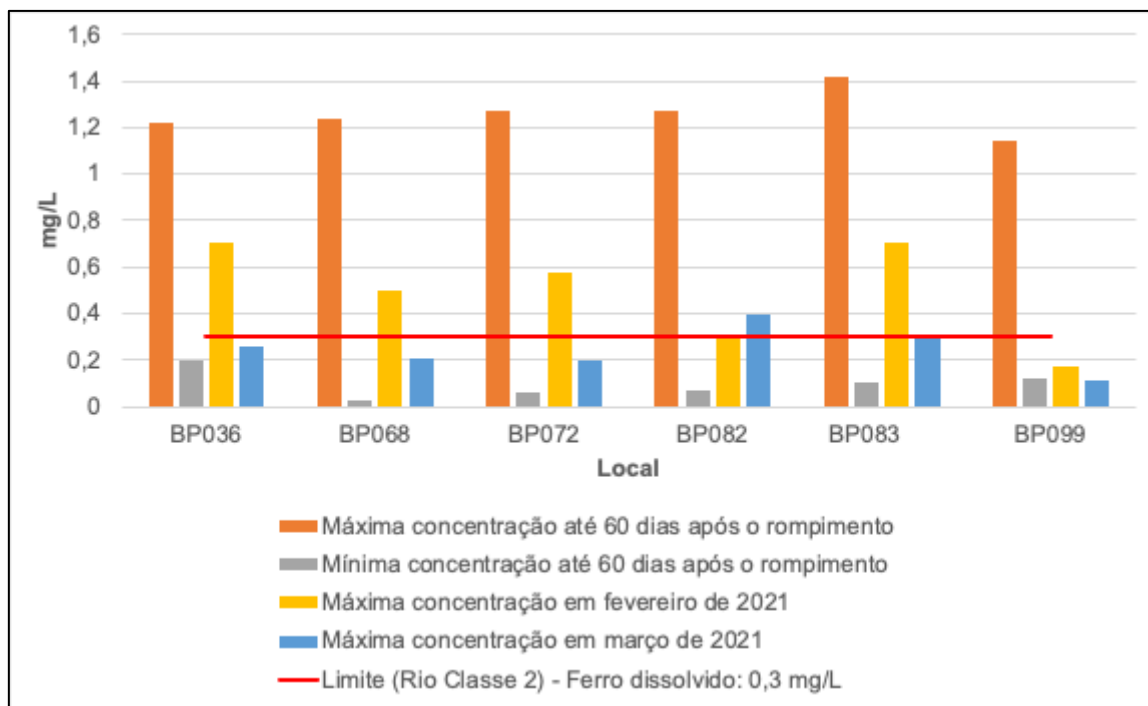
#### 4.4.7. Ferro dissolvido

Analisando-se o Gráfico 16, fica claro que o percentual de ferro dissolvido nas águas do rio Paraopeba foi consideravelmente alto em toda a calha do rio em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4, indicado um claro aumento após o rompimento, oriundo do material extravasado das barragens para o leito do rio.

Outrossim, as concentrações em fevereiro e março de 2021 ainda são altas, mas mais próximas aos valores de antes do rompimento da barragem, destaca-se ainda, que existe ferro na forma dissolvida nas águas em função das características do solo da região, sendo esperada sua presença no corpo hídrico.

Conclui-se, portanto, que as reduções desses parâmetros no mês de março em comparação ao mês de fevereiro, podem ser reflexos do início do período de estiagem na região. De acordo com o IGAM, durante os dias de coleta, não foram registradas

ocorrências de chuvas ao longo da calha do rio Paraopeba, não havendo assim, ressuspensão do material eventualmente ainda depositado no fundo do rio.



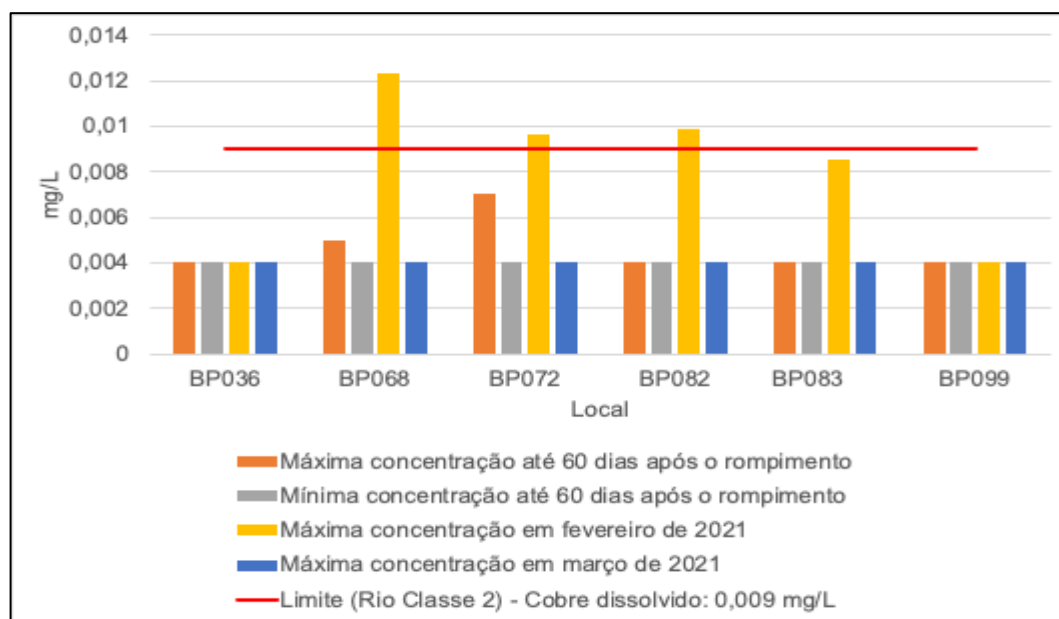
**Gráfico 16 - Máxima concentração de Ferro dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

#### 4.4.8. Cobre dissolvido

Como pode-se verificar através da análise do Gráfico 17, não foi detectada a presença de cobre dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4. Apesar do indicativo de que o cobre dissolvido no leito do rio Paraopeba não é oriundo do rejeito de minérios, sua presença foi detectada em níveis bem acima do limite legal em fevereiro de 2021. Já em março de 2021, os valores retornam à normalidade, ou seja, em níveis bem abaixo do limite legal.

Sendo assim, uma das explicações possíveis para a alta detecção de cobre dissolvido em fevereiro de 2021, mas não em março de 2021, pode ser uma eventual e, pouco provável, mas possível, acumulação do cobre dissolvido nas áreas de coleta, oriundos do deslocamento do material sedimentado no fundo do rio em função das chuvas intensas na região que podem ressuspender o material depositado.



**Gráfico 17 - Máxima concentração de cobre dissolvido em até 60 dias após o rompimento das barragens 1, 4A e 4 e em fevereiro e março de 2021.**

Fonte: Relatório IGAM. Adaptado, 2021.

Diante do exposto, conclui-se, que as medidas adotadas para mitigar os efeitos dos rompimentos das barragens 1, 4A e 4 foram eficientes, à medida que os indicadores dos parâmetros atualmente apresentaram consideráveis reduções, quando comparados a série com os valores das concentrações após os 60 dias do rompimento das barragens.

#### 4.5. TRATAMENTO DA ÁGUA DO RIO PARAÓPEBA

Conforme análises apresentadas no seção anterior, faz-se necessário o tratamento da água bruta do rio Paraopeba, que vai além do tratamento convencional que era feito antes dos rompimentos das barragens e direcionado à ETA do rio Manso.

A adaptação tecnológica da ETA do Rio Manso se faz necessária, ainda que em 2021, a água do rio apresente em vários momentos do ano valores semelhantes aos registrados antes do rompimento.

Caso haja uma variação na carga e uma possível remobilização do material sedimentado no leito do rio, o tratamento convencional antes realizado não seria eficiente para remover os contaminantes que podem estar presentes na água e que devem ser removidos, uma vez que, possuem efeito nocivo à vida humana e ambiental.

Nesta seção os objetivos específicos são:

1. Contextualização, caracterização geográfica e de operação da ETA do rio Manso em Minas Gerais;
2. Elaboração da superestrutura que abriga os fluxogramas alternativos para os processos de tratamento de água do rio Paraopeba e;
3. Determinação do fluxograma mais promissor para tratamento de água do rio Paraopeba com base na superestrutura apresentada, intitulado “Sistema SOS” (PMBH, 2020).

#### 4.6. CARACTERIZAÇÃO DA ETA RIO MANSO

O sistema rio Manso foi inaugurado em 1991 e compõe o Sistema Integrado da Bacia do Paraopeba, junto com os sistemas Serra Azul e Vargem das Flores.

A captação no rio Paraopeba foi inaugurada em dezembro de 2015 com a finalidade de reforçar a produção de água no Sistema rio Manso (PMBH, 2020). A Figura 39 traz uma visão espacial da ETA do rio Manso em Brumadinho.



**Figura 39 - Vista aérea da ETA rio Manso em Brumadinho.**

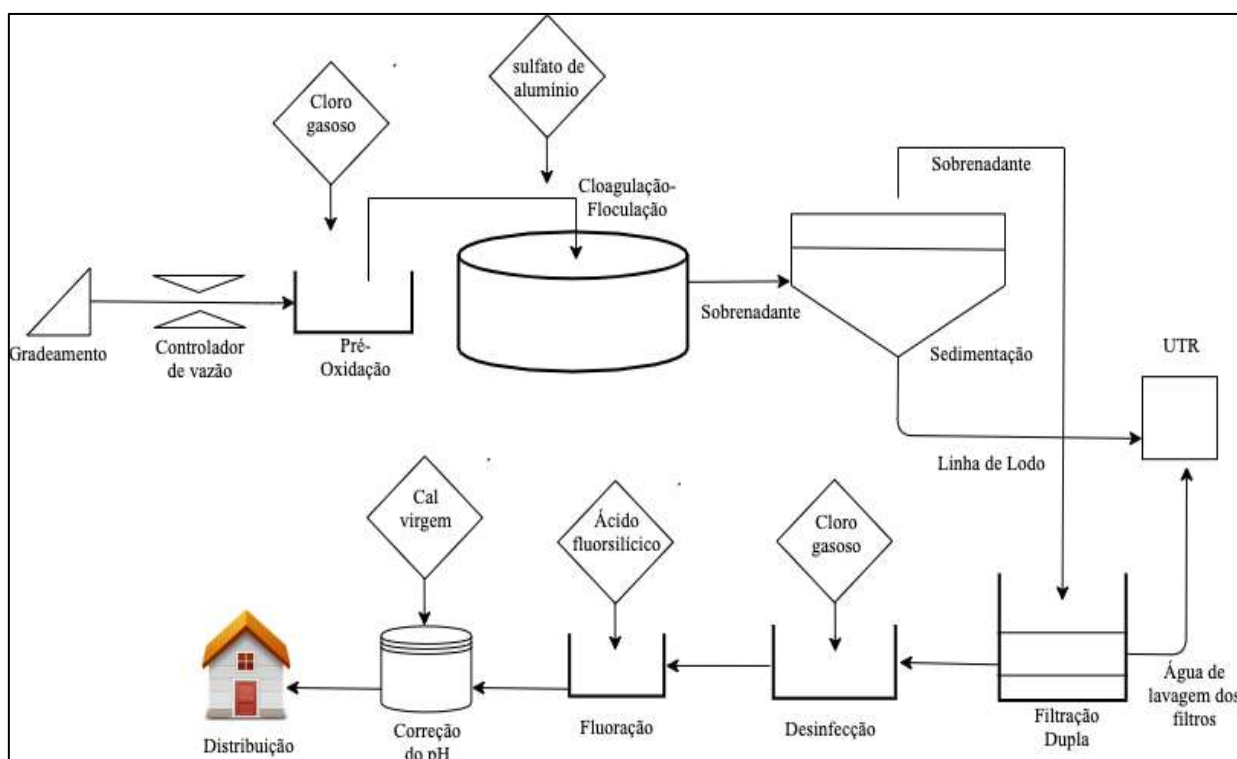
Fonte: PMBH, 2020.

Esta estação de tratamento é do tipo convencional, com oxidação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de pH (PMBH,



2020).

A Figura 40 traz um esquema simplificado do tratamento convencional aplicado à ETA rio Manso, em Minas Gerais (MG). Tem-se o processo de gradeamento com intuito de remoção dos sólidos grosseiros, como galhos etc., em seguida tem-se um controlador de vazão. Posteriormente, há um processo de pré-oxidação com aplicação de cloro gasoso com finalidade de destruição do fitoplâncton e precipitação parcial de íons ferro e manganês. Seguindo, tem-se o processo de coagulação-floculação onde aplica-se sulfato de alumínio sob agitação constante.



**Figura 40 - Esquema de tratamento de água convencional da ETA rio Manso.**

Fonte: Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte, adaptado pelos autores, 2016.

O sobrenadante desta etapa é encaminhado para o processo de sedimentação, a remoção de sólidos suspensos e material particulado nesta etapa é da ordem de 77% (RICHTER & AZEVEDO NETO, 2001). Posteriormente, o lodo nesta etapa é encaminhado para a Unidade de Tratamento de Resíduos (UTR) e, o sobrenadante, é encaminhado para a filtração dupla, onde há a total remoção dos resíduos de sólidos dissolvidos da etapa de sedimentação e eventual material particulado e orgânico não

sedimentado.

A água da lavagem dos filtros é encaminhada à UTR, ademais, o processo segue para desinfecção onde há garantia da inativação total de potenciais microrganismos potencialmente patogênicos e prejudiciais à vida, seguida por um processo de fluoretação, onde aplica-se ácido-fluorsilícico e posteriormente há a correção do pH aplicando-se cal virgem e, por fim, a água é encaminhada para distribuição.

A ETA rio Manso produz cerca de 30 % de água tratada que abastece a Região Metropolitana de Belo Horizonte e segundo a COPASA sua capacidade de produção é de 5 000 L/s, sendo que a produção média é de 4350,33 L/s (vazão média de dezembro de 2015).

A estrutura da ETA rio Manso é constituída por (PMBH, 2020):

- 16 conjuntos de floculadores mecânicos de fluxo axial, com 3 câmaras cada;
- 4 decantadores de fluxo horizontal e;
- 10 filtros de dupla camada.

A UTR, destinada a tratar a descarga dos decantadores da ETA e a recuperar a água de lavagem dos filtros, é composta por decantadores secundários, adensadores, lagoa de secagem dos lodos, elevatórias e casa de química (Prefeitura de Belo Horizonte, Plano Municipal de Saneamento 2016-2019).

Os lodos sedimentados nos decantadores são descarregados em intervalos variáveis, após uma, duas ou três raspagens de fundo de cada decantador. Cada raspagem dura 1 hora e 8 minutos. Este procedimento é realizado por raspadores mecanizados tipo *monorake* instalados em cada um dos quatro decantadores da ETA. Após as raspagens, o lodo é acumulado em cinco pirâmides invertidas localizadas junto a entrada de cada decantador. Cada pirâmide possui válvulas automáticas para descarga de lodo, com tempo de abertura/fechamento de 60 segundos.

Após a raspagem o lodo é descarregado por gravidade nos adensadores da UTR através de tubulação de ferro fundido de 300 mm, numa extensão de 160 metros. Com relação às águas provenientes das lavagens dos filtros, essas também são encaminhadas para tratamento em intervalos variáveis conforme a duração da carreira

de filtração de cada filtro.

A UTR do sistema Rio Manso promove a redução do volume de resíduos da ETA através de adensamento de lodo e sua posterior desidratação natural. A água recuperada no processo de tratamento de resíduos é recirculada para a ETA.

A UTR conta com dois decantadores de fluxo horizontal de 780 m<sup>3</sup> cada, dois adensadores por gravidade e 143 m<sup>3</sup> cada, casa de química, elevatória de lodo adensado, elevatória de lodo sedimentado, elevatória de água recuperada e cinco lagoas de lodo com 2013 m<sup>3</sup> cada.

A captação do rio Paraopeba (EAB-3) é realizada diretamente no rio Paraopeba, localizando-se à jusante da área urbana de Brumadinho (cuja área de captação é a BPE2), com capacidade de 5 m<sup>3</sup>/s. A tomada de água é realizada por cinco conjuntos de motobombas horizontais com capacidade de 1 m<sup>3</sup>/s cada.

#### **4.7. SÍNTESE DE PROCESSOS**

Objetivando a sistematização de processos em escala industrial ou piloto, com foco na estruturação de um projeto de processos (OLIVEIRA, 2021), a engenharia de processos torna-se essencial e presente no dia a dia do projeto de processos industriais.

Perlingeiro (2005) elencou os objetivos para estruturação de um projeto de processos:

1. a definição da rota tecnológica;
2. o fluxograma do processo e;
3. as dimensões dos equipamentos.

Dado o exposto, a síntese e a análise de processos, surgem, oriundas das necessidades de consolidarem-se conjuntos plausíveis e prenunciar avaliações associadas ao desempenho dos processos de síntese (OLIVEIRA, 2021; ZAKON & PESSOA, 2016).

Sendo assim, definida a matéria-prima de interesse, parte-se para geração de todos os fluxogramas alternativos para obtenção do produto objetivo (OLIVEIRA, 2021).

A Figura 41 traz uma representação esquemática da elaboração de fluxogramas

de processos. No presente estudo, a matéria-prima seria a água bruta captada no rio Paraopeba e o produto desejado a água adequada ao consumo de acordo com a legislação vigente.



**Figura 41 - Síntese de processos.**

Fonte: Adaptada por Oliveira, 2021 *apud* SEIDER *et al.*, (2009, p.83).

De acordo com Perlingeiro (2005), na engenharia de processos a síntese do projeto é de natureza combinatorial e caracterizada pela multiplicidade de soluções.

As árvores de estado ou superestruturas surgem para viabilizar a resolução sistêmica desses subsistemas (OLIVEIRA, 2021), permitindo incluir todos os fluxogramas alternativos numa única estrutura.

#### **4.8. SUPERESTRUTURA**

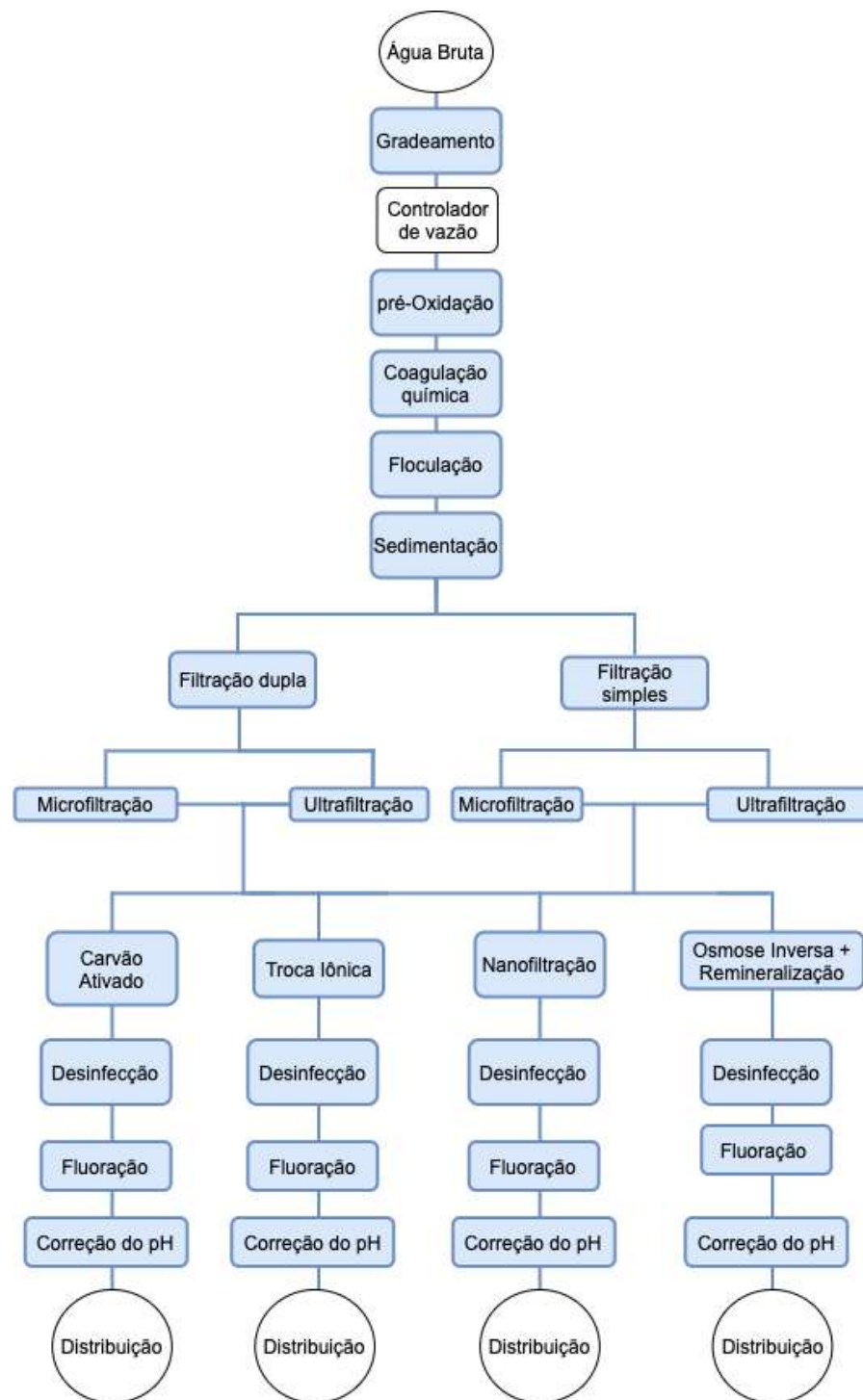
A superestrutura apresentará todas as possibilidades de combinação de tecnologias para o processo em questão, no caso, o tratamento da água bruta contaminada com rejeitos de minérios oriundos do colapso das barragens 1, 4A e 4.

Todas as possibilidades em questão levam a uma água sem os contaminantes e atendem a legislação em vigor, no que diz respeito à potabilidade de água. Todas as estruturas são viáveis do ponto de vista técnico.

Para a avaliação delas, seria necessária a etapa de análise onde o desempenho técnico e econômico de cada uma delas pode ser determinado e então comparado.

Para a análise, os fluxogramas devem ser representados pelos seus modelos matemáticos fenomenológico e econômico. Dados relativos ao investimento e custos de operação são necessários.

De acordo com a Figura 42 a etapa inicial composta da sequência gradeamento, pré-oxidação, coagulação química, floculação e sedimentação é comum a todos os fluxogramas propostos. A primeira alternativa surge no que tange a etapa de filtração que pode ser por filtração dupla ou simples.



**Figura 42 - Superestrutura com a combinação das tecnologias de tratamento de água.**

Fonte: Autoria própria. 2021.

A corrente que deixa a etapa de filtração deve seguir para uma outra etapa de filtração onde pode-se decidir entre microfiltração ou ultrafiltração.

Em ambos os casos, seguem-se quatro processos alternativos:

- a) adsorção com carvão ativado;
- b) troca iônica;
- c) nanofiltração e;
- d) osmose inversa + remineralização.

A partir desta etapa a água deve ainda passar pela seguinte sequência: desinfecção, ajuste do pH e fluoretação e, assim, ser encaminhada para distribuição.

Em todas as propostas apresentadas a seguir, todo o tratamento convencional será idêntico ao apresentado na “Caracterização da ETA rio Manso”, com os mesmos equipamentos e os mesmos agentes empregados nos fluxogramas.

A partir deste tópico, durante a representação dos fluxogramas dos tratamentos avançados, as etapas: gradeamento, pré-oxidação, coagulação-floculação, sedimentação e filtração dupla serão consideradas e representadas nos fluxogramas por “Tratamento 1”, e as etapas: desinfecção, fluoretação e correção do pH, representada nos fluxogramas por “Tratamento 2”, a seta que desvia do “Tratamento 1” para o “Tratamento 2” indica a não necessidade do tratamento avançado caso não haja necessidade e, para isso, deve realizar a caracterização da corrente na entrada da ETA.

Para a avaliação do desempenho do processo proposto, considerou-se a média dos parâmetros de qualidade da água bruta captada no rio Paraopeba nos últimos dois meses, sob a ocorrência no período de chuvas.

As amostras de água foram coletadas no ponto destinado à captação da água bruta da ETA Rio Manso (ponto BPE2) fornecida pelo relatório do IGAM, no Boletim Informativo do Cidadão, nº 22, março de 2021 (IGAM, 2021).

Os valores estão apresentados na Tabela 13.

Cabe destacar que os principais objetivos dos tratamentos avançados são a remoção e diminuição dos índices elencados na mesma tabela.

Tabela 13 - Índices máximos coletados no ponto de captação da água bruta para tratamento.

	Índices coletados no ponto BPE2		
	Fevereiro de 2021	Março de 2021	Média
Alumínio Dissolvido (mg/L)	0,21	0,11	0,16
Chumbo Total (mg/L)	0,006	0,007	0,0065
Mercúrio Total (µg/L)	0,2	0,2	0,2
Manganês Total (mg/L)	0,579	0,658	0,6185
Ferro Total (mg/L)	5,44	8,87	7,155
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,475	0,2114	0,3432
Cobre Dissolvido (mg/L)	0,0123	0,004	0,00815
Turbidez (NTU)	189	230	209,5

Fonte: Relatório IGAM, adaptado, 2021.

#### 4.9. EFICIÊNCIA DAS OPERAÇÕES EMPREGADAS

Para tomada de decisão da escolha do processo com a finalidade de adaptação tecnológica da estação de Rio Manso para tratamento da água contaminada, buscou-se determinar, com base na literatura, as eficiências de operação para a superestrutura construída (Figura 42) além de outros dados técnicos de performance.

As eficiências individuais e as respectivas operações estão listadas na Figura 43.

Operação	Parâmetros						
	Oxidação de Ferro e Manganês	Fitoplâncton, Algas, Bactérias	Turbidez	Material em Suspensão (0,01µm)	Colóides, Macromoléculas, Cátions monovalentes	Cátions di e trivalentes	Todo Material Solúvel ou em Suspensão
Pré-Oxidação	>60%						
Coagulação Floculação		>72%					
Sedimentação			>75%				
Filtração Simples			Até 10 NTU	90%			
Filtração Dupla			>97%				
Microfiltração				>99,9%			
Ultrafiltração				>95%	>95%		
Nanofiltração				>97%	>97%	>97%	
Osmose Inversa				>99,5%	>99,5%	>99,5%	>99,5%
Carvão Ativado				>80%	>75%	>50%	
Troca Iônica					>90%	>75%	
Desinfecção		>99%					

**Figura 43 - Eficiências dos tratamentos empregados.**

Fontes: Di Bernardo *et al.*, 2005; Rodrigo, 2012; Montiel & Welté, 1998; Kouakou *et al.* 2013; Giseli, 2015; Junior *et al.*, 2010; Barros *et al.*, 2000; Cassi *et al.*, 2005; Luana, 2015. Autoria própria.

#### 4.10. FLUXOGRAMAS DOS TRATAMENTOS AVANÇADOS

A seguir, determinou-se os fluxogramas com todas as possibilidades que atendem à necessidade de adequação da potabilidade da água de acordo com o limite legal, a partir da superestrutura apresentada.

Não se considerou a possibilidade de tratamento com POA, uma vez que, o processo é mais indicado para tratamento quando há a presença de compostos orgânicos, como contaminação por pesticidas etc., o que não é o caso em questão.



#### 4.10.1. Tratamento com ultrafiltração vs. microfiltração

A ultrafiltração foi a tecnologia escolhida em detrimento da microfiltração, uma vez que, como traz a Tabela 15, ainda que ambas se assemelham em parâmetros operacionais como o baixo consumo de energia em função da baixa pressão de operação, possuem ampla faixa de operação de pH e as mesmas configurações das membranas, elas possuem eficiências diferente quanto a retenção do material.

No caso da ultrafiltração, a retenção de compostos com massa molar acima de 50 kDa é de 95 %, o que não ocorre na etapa de microfiltração, quando se tem remoção de 99,99 % dos microorganismos e dos sólidos suspensos presentes na corrente, mas não há remoção de material menor de 0,4  $\mu\text{m}$ . É importante destacar que a presença eventual de cloro nas etapas de filtração com membranas, é prejudicial para o processo em função da composição da membrana, sendo assim, recomenda-se a adição de metabissulfito de sódio para contornar este eventual problema.

**Tabela 14 - Comparação entre duas membranas, MF e UF, de acordo com o fabricante.**

	<b>Microfiltração</b>	<b>Ultrafiltração</b>
<b>Empresa fabricante</b>	PAM Membranas	PAM Membranas
<b>Configuração da membrana</b>	Fibras Ocas	Fibras Ocas
<b>Material de confecção</b>	Poliamida	Poli (éter sulfona)
<b>Eficiência de operação</b>	Retenção de 99,99% dos microorganismos e dos sólidos suspensos presentes na corrente (>0,4 $\mu\text{m}$ )	95% de remoção de compostos com massa molar acima de 50 kDa
<b>Diâmetro externo das fibras</b>	0,9 e 1,0 mm	0,8 e 0,9 mm
<b>Área da membrana</b>	3,44 m <sup>2</sup>	4,085 m <sup>2</sup>
<b>Pressão máxima de operação</b>	5 bar	5 bar
<b>Temperatura máxima de operação</b>	55°C	55°C
<b>pH</b>	2,0 a 13,0	2,0 a 13,0

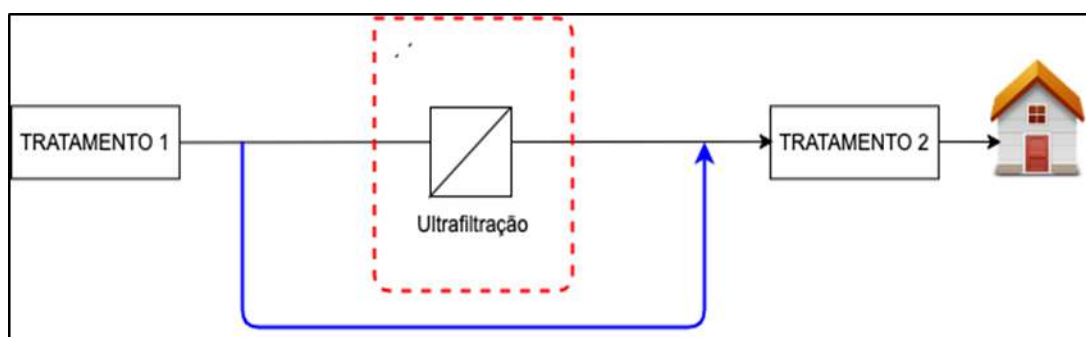
Fonte: Pam Membranas, adaptado, 2021.

É fundamental que esta etapa remova a maior quantidade possível de qualquer material particulado ou coloidal, por menor que seja, pois ele pode vir a comprometer a eficiência dos processos seguintes, com a incrustação de membranas, o comprometimento de resinas utilizadas com a obstrução da área de troca iônica ou a inativação (por obstrução) de sítios ativos de leitos recheados. Além disso, ainda que a área de membrana de ultrafiltração seja maior, a escolha justifica-se em função da

necessidade da maior remoção de possíveis contaminantes que possam ser carregados para as etapas seguintes.

Sendo assim, por fim, optou-se pela utilização da ultrafiltração, com configuração de fibras ocas e membrana feita de poli (éter sulfona) como as produzidas pela empresa Pam Membranas (Tabela 14).

Salienta-se, ainda, que apenas esse processo não seria suficiente para remover os íons di e trivalentes, havendo a necessidade de continuidade do processo com outras tecnologias associadas após esta etapa. A Figura 44 traz um esboço da operação.



**Figura 44 - Esquema com ultrafiltração.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

A corrente produzida após a ultrafiltração deve seguir para uma etapa de remoção de íons. Para tal, foram identificadas as seguintes alternativas: adsorção com carvão ativado, troca iônica, nanofiltração e osmose inversa com remineralização.

Cada uma destas alternativas apresenta aspectos positivos e negativos que são discutidos e permitem a escolha da tecnologia mais indicada do ponto de vista técnico.

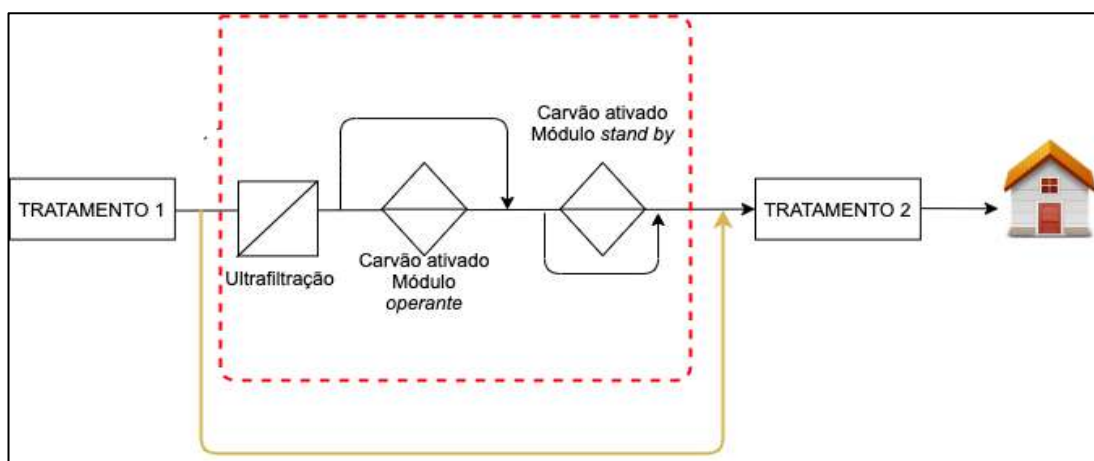
#### **4.10.2. Tratamento com carvão ativado**

Após o processo de ultrafiltração, um processo com carvão ativado em coluna absorvedora, poderia ser utilizado, mas não é o mais recomendado. Uma vez que processos envolvendo o tratamento com carvão ativado são mais adequados para remoção de metais pesados ou compostos orgânicos (ÇEÇEN & AKTAŞ, 2012),

Dada à situação, a remoção com essa técnica não se faz consideravelmente eficaz, ainda que, eventualmente, componentes não dissolvidos possam vir a serem adsorvidos nesta etapa, considerou-se, que existem alternativas mais eficientes para remoção mais eficiente dos íons divalentes.

Além disso, o processo em questão pode sofrer interferência de outros íons em solução (competição entre eles), pH, temperatura, presença eventual de materiais orgânicos podem entupir a região de adsorção, além da necessidade de regeneração da coluna.

A Figura 45 traz um esboço do que seria o processo com a utilização de carvão ativado em coluna regeneradora, destacando-se a necessidade de uma segunda coluna em *stand by*. A segunda coluna é necessária, haja vista que durante a regeneração da coluna operante o processo não pode parar, fazendo com que haja um investimento maior no sistema.



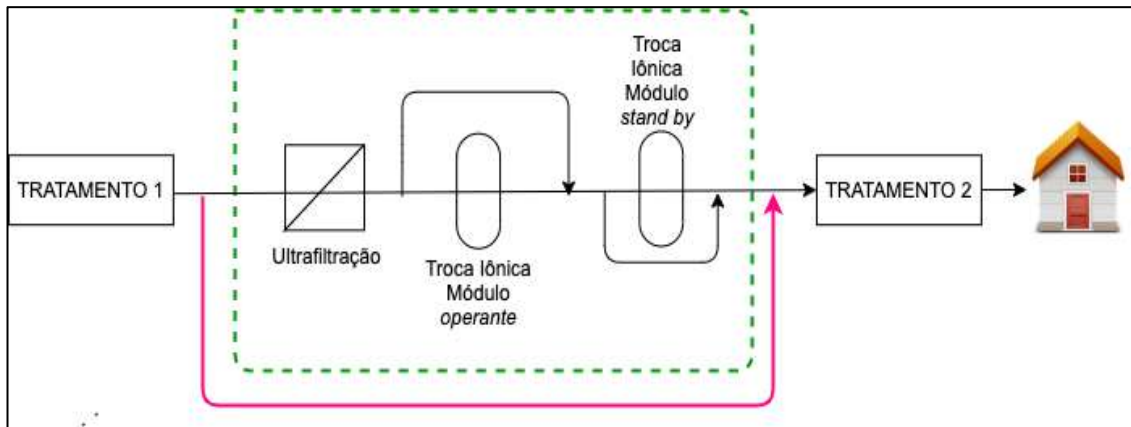
**Figura 45 - Tratamento com carvão ativado.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

#### 4.10.3. Tratamento com resina de troca iônica

Existe uma boa eficiência associada à remoção de íons com resinas trocadoras iônicas, ainda que a eficiência seja consideravelmente mais alta para íons monovalentes e menos eficiente para íons divalentes.

A Figura 46 ilustra a proposta que se baseia, após a ultrafiltração, à aplicação de uma coluna trocadora de íons, com uma coluna em *stand by*, utilizando-se uma resina catiônica de ácido forte de ácido sulfônico.



**Figura 46 - Tratamento com troca iônica.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

Optou-se pela resina catiônica forte, já que este tipo de resina está associado a excelentes remoções de íons. No entanto este tipo de resina exige uma necessidade constante de regeneração. A aplicação de resina catiônica fraca poderia ser viável, pois possui alta eficiência na remoção de íons, mas está associada a uma menor efetividade na troca iônica devido à variação na velocidade do fluxo, fato que não ocorre com a resina catiônica de ácido forte.

O módulo *stand by* é necessário, uma vez que, durante a regeneração da resina o processo não pode parar. A seta rosa indica o desvio caso não haja necessidade do tratamento avançado e o módulo em questão está delimitado pela área pontilhada.

A Tabela 15 traz duas resinas de troca iônica comumente utilizadas em processos de troca iônica, bem como suas especificações. Entende-se que a resina como a fornecida pela empresa *Dowex - Marathon C*, seja uma boa opção para o sistema, uma vez que possui uma ampla quantidade de agentes regenerantes e é em gel, tendo, portanto, uma melhor efetividade na troca iônica.

Tabela 15 - Especificações dos trocadores iônicos escolhidos de acordo com os fabricantes

	Resina Catiônica de Ácido Forte	Resina Catiônica de Ácido Forte
<b>Empresa fabricante –</b>	Purolite ® - C150	Dowex - Marathon C
<b>Modelo</b>		
<b>Aparência</b>	Esferas	Gel
<b>Material de confecção</b>	Poliestireno macroporoso reticulado com divinilbenzeno	Poliestireno reticulado com divinilbenzeno
<b>Grupo funcional</b>	Ácido Sulfônico	Ácido Sulfônico
<b>pH</b>	-	0 a 14
<b>Temperatura</b>	120°C	120°C
<b>Regeneração</b>	1% H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	1-8% H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , 4-8% HCL, ou 8 a 12 % NaCl

Fonte: Purolite ® C150 e Dowex Marathon C, adaptado, 2021.

#### 4.10.4. Tratamento com osmose inversa

A osmose Inversa apresenta uma elevadíssima eficiência associada à remoção de íons possivelmente presentes na carga, que é o foco deste trabalho, ainda mais se for antecedida por uma etapa de ultrafiltração conforme o esquema ilustrado na Figura 47, essencial para remoção de sólidos que possam comprometer a membrana por entupimento.

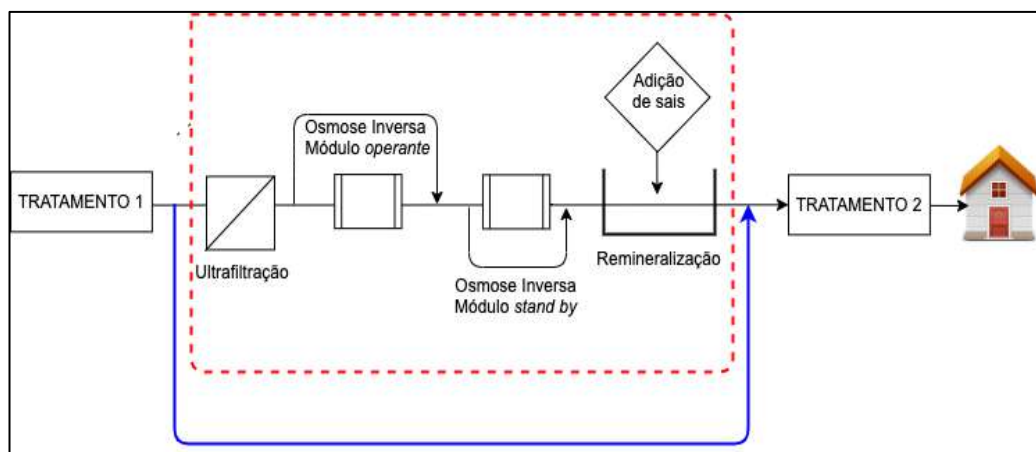


Figura 47 - Tratamento com osmose inversa.

Fonte: Autoria própria, 2021.

Na Tabela 16, é possível notar a presença de uma etapa de remineralização da água, onde há adição de sais, como fosfatos etc., já que ela será destinada à fins de

abastecimento populacional. Conclui-se que esta etapa do processo não é idealmente interessante para situação problema, em função da elevadíssima taxa de remoção dos íons que devem ser repostos.

**Tabela 16 - Especificações das membranas de OI de dois fabricantes.**

	Osmose Inversa	Osmose Inversa
<b>Empresa fabricante –</b>	Dow Filmtec - 900 GPD TW30-4021	DOW FilmTec -
<b>Modelo</b>		XLE-4021
<b>Configuração da membrana</b>	Espiral	Espiral
<b>Material de confecção</b>	Poliamida-Polisulfona	Poliamida-Polisulfona
<b>Eficiência de operação</b>	Retenção de 99,5%	Retenção de 99%
<b>Diâmetro externo das fibras</b>	-	-
<b>Área da membrana</b>	37,1 m <sup>2</sup>	36 m <sup>2</sup>
<b>Pressão máxima de operação</b>	41 bar	41 bar
<b>Temperatura máxima de operação</b>	55°C	45°C
<b>pH</b>	2,0 a 11,0	2,0 a 10,0

Fonte: Dow Filmtec, adaptado, 2021.

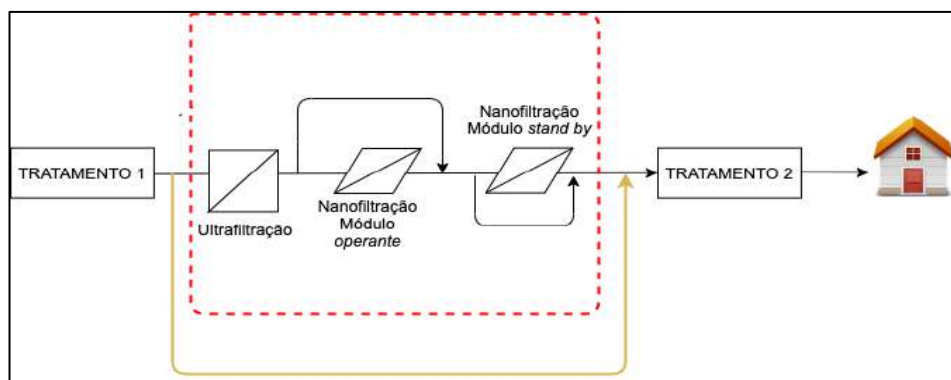
#### **4.10.5. Tratamento com nanofiltração**

A combinação da ultrafiltração e nanofiltração permite a retenção de macromoléculas, colóides, íons divalentes e trivalentes remanescentes das etapas anteriores, fato que é objetivo deste trabalho, garantindo que os índices dos metais contaminantes estejam de acordo com os padrões de limites legais para água potável.

A Figura 48 traz o esboço do fluxograma com aplicação da nanofiltração. A alternativa (nanofiltração) é considerada mais promissora do que a troca iônica (Figura 46), que é recomendável quando a concentração de íons polivalentes é baixa e do que o processo de osmose inversa, que exige uma etapa a mais (remineralização) em função da remoção de todos os íons presentes na corrente (incluindo os monovalentes).

Lembrando que a nanofiltração também gera rejeitos (água de lavagem das membranas) que precisam ser dispostos adequadamente e que não buscamos a remoção de íons monovalentes, uma vez que eles estão presentes na água potável, por

isso a nanofiltração é uma melhor opção em função da osmose inversa.



**Figura 48 -Tratamento com nanofiltração.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

Ademais, ainda quando comparada com a osmose inversa, a nanofiltração consegue operar com pressões menores e com fluxos mais elevados, característica desejável à ETA. Desta forma, para o presente propósito, a tecnologia de nanofiltração foi a selecionada.

A Tabela 17 traz as especificações de duas membranas amplamente utilizadas em processos de nanofiltração, de acordo com os fabricantes. Optar-se-á pela membrana DOW FILMTEC™ NF90-4040, que possui uma eficiência menor que a DOW FILMTEC™ - NF270-400 / 34i haja vista que ela já atende as especificações do projeto, além de possuir uma área por módulo menor e um preço menor, em função da menor eficiência de operação. Sendo, portanto, mais apropriada.

Tabela 17 - Especificações das membranas de NF escolhidas de acordo com os fabricantes.

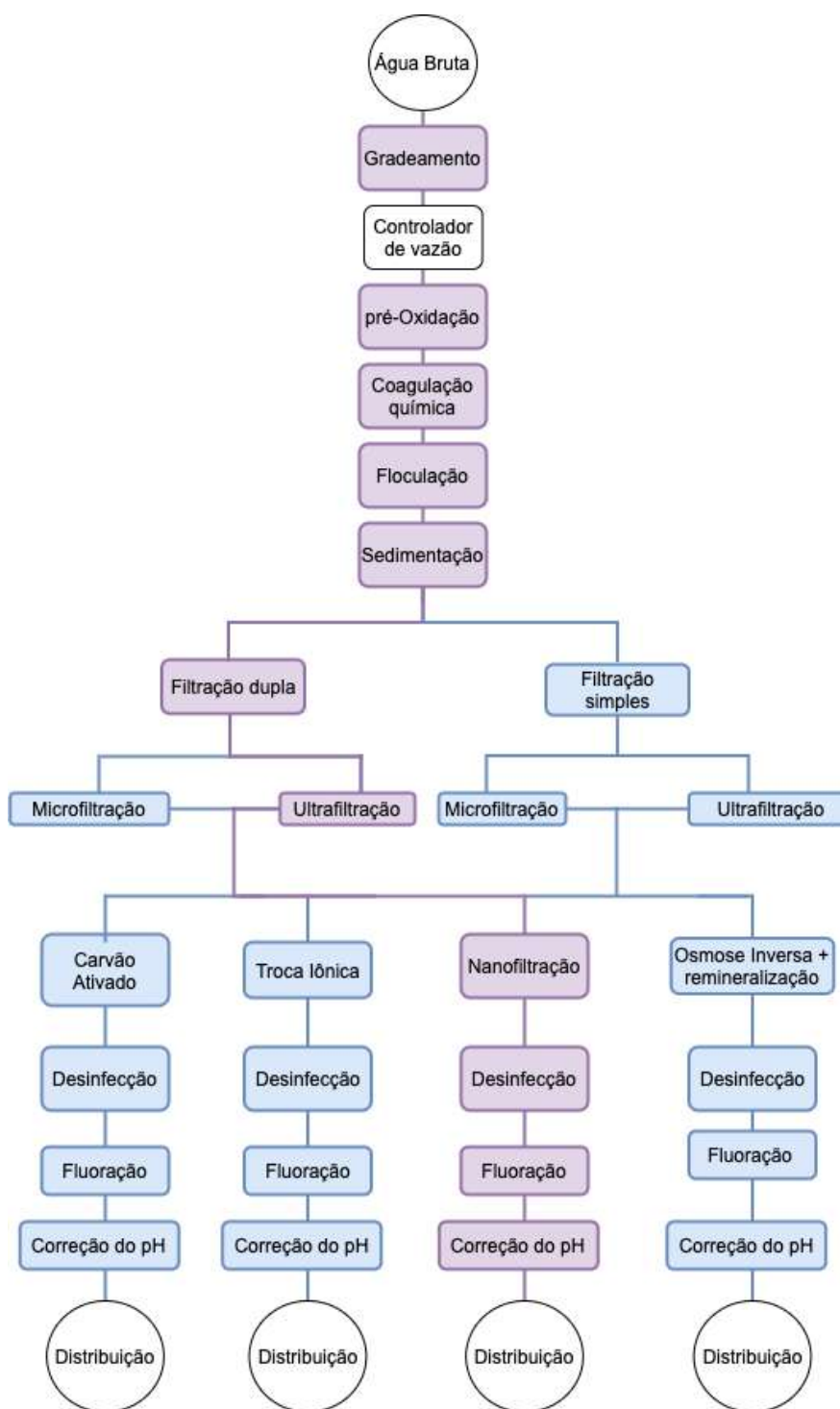
	Nanofiltração	Nanofiltração
<b>Empresa fabricante - Modelo</b>	DOW FILMTEC™ - NF270-400 / 34i	DOW FILMTEC™ NF90-4040
<b>Configuração da membrana</b>	Espiral	Espiral
<b>Material de confecção</b>	Poliamida	Poliamida
<b>Eficiência de operação</b>	>98,7%	> 97%
<b>Diâmetro externo das fibras</b>	-	-
<b>Área da membrana</b>	37 m <sup>2</sup>	7,6 m <sup>2</sup>
<b>Pressão máxima de operação</b>	41 bar	41 bar
<b>Temperatura máxima de operação</b>	45°C	45°C
<b>pH</b>	2,0 a 11,0	2,0 a 11,0

Fonte: DOW FILMTEC™, adaptado, 2021.

#### 4.10.6. Superestrutura com o tratamento escolhido

A partir da avaliação de cada alternativa existente um fluxograma base foi então selecionado, sendo apresentado na Figura 49, que traz a superestrutura aplicada à ETA Rio Manso com destaque para o tratamento escolhido.





**Figura 49 - Superestrutura aplicada à ETA rio Manso.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

Com objetivo de estimar a qualidade da água resultante do tratamento através do processo proposto, foram utilizados os dados de eficiência de cada etapa. Os parâmetros de qualidade da água resultante foram confrontados aos limites impostos pela legislação.

A Figura 50 traz os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto, para o sistema em questão, considerando que a água captada apresente as características reportadas na Tabela 13, e correspondem aos valores médios máximos de cada parâmetro no período de chuvas na região, onde há considerável remobilização do material sedimentado no leito do rio.

Parâmetro	Operação										Valores Residuais
	Coagulação-Floculação		Sedimentação		Filtração dupla		Ultrafiltração		Nanofiltração		
Turbidez	209,5 NTU	72%	58,66 NTU	75%	14,665 NTU	97%	0,439 NTU	95%	0,02 NTU	97%	0,0006 NTU
Ferro Total	7,155 mg/L	72%	2,003 mg/L	75%	0,5007 mg/L	97%	0,0025 mg/L	95%	0,00012 mg/L	97%	0,0000036 mg/L
Ferro Dissolvido									0,3432 mg/L	97%	0,010 mg/L
Manganês total	0,6185 mg/L	72%	0,1731 mg/L	75%	0,043 mg/L	97%	0,0012 mg/L	95%	0,000036 mg/L	97%	0,00000108 mg/L
Cobre dissolvido									0,00815 mg/L	97%	0,00024 mg/L
Alumínio dissolvido									0,16 mg/L	97%	0,0048 mg/L
Mercurio total	0,16 µg/L	72%	0,045 µg/L	75%	0,011 µg/L	97%	0,0003 µg/L	95%	0,00001 µg/L	97%	0,0000003 µg/L
Chumbo total	0,0065 mg/L	72%	0,0018 mg/L	75%	0,00045 mg/L	97%	0,00001 mg/L	95%	0,0000003 mg/L	97%	0,000000001 mg/L

**Figura 50 - Valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto para o sistema com aplicação de ultrafiltração e nanofiltração.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

Na Figura 50, os valores destacados em azul são menores que os valores limites para consumo de água, ou seja, atendem ao limite legal e os em laranja são os valores médios máximos considerados na entrada do sistema para os cálculos das eficiências de remoção dos contaminantes.

Além disso, considerou-se que os metais, como ferro, manganês, chumbo e mercúrio totais, que não estão presentes na forma solúvel começarão a ser removidos já

nos tratamentos físico-químicos, haja vista que parte deles estão complexados na matéria orgânica, e serão arrastados para remoção nesses processos.

Para concentrações muito baixa de ferro dissolvido, normalmente menores que 0,5 mg/L, tratamentos físico-químicos não são eficientes para sua remoção (RODRIGO, 2012), havendo a necessidade de tratamento mais avançado.

O mesmo raciocínio foi considerado para os demais metais dissolvidos, entendendo que eles estão em concentrações muito baixas e sua remoção nas etapas físico-químicas não são eficientes.

A Figura 51 traz os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto para o sistema em questão com as mesmas características operacionais, mas com uma variação de carga na ordem de 100% superior ao valor médio máximo dos parâmetros usados no cálculo do ponto de captação.

Parâmetro	Operação										Valores Residuais
	Coagulação-Floculação		Sedimentação		Filtração dupla		Ultrafiltração		Nanofiltração		
Turbidez	419 NTU	72%	117,32 NTU	75%	29,33 NTU	97%	0,88 NTU	95%	0,04 NTU	97%	0,00132 NTU
Ferro Total	14,31 mg/L	72%	4,007 mg/L	75%	1,001 mg/L	97%	0,05 mg/L	95%	0,0025 mg/L	97%	0,000075 mg/L
Ferro Dissolvido									0,6864 mg/L	97%	0,02 mg/L
Manganês total	1,237 mg/L	72%	0,346 mg/L	75%	0,086 mg/L	97%	0,002 mg/L	95%	0,018 mg/L	97%	0,00054 mg/L
Cobre dissolvido									0,00815 mg/L	97%	0,00024 mg/L
Alumínio dissolvido									0,32 mg/L	97%	0,0096 mg/L
Mercúrio total	0,32 µg/L	72%	0,09 µg/L	75%	0,022 µg/L	97%	0,0006 µg/L	95%	0,00003 µg/L	97%	0,0000009 µg/L
Chumbo total	0,013 mg/L	72%	0,0036 mg/L	75%	0,0009 mg/L	97%	0,00003 mg/L	95%	0,0000015 mg/L	97%	0,00000004 mg/L

**Figura 51 - Os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto com carga 100% superior ao anterior para o sistema com aplicação de ultrafiltração e nanofiltração.**

Fonte: Autoria própria, 2021.

Sendo assim, mesmo com uma variação de carga anormal, não vista na série histórica disponível pelo IGAM em 2021, depreende-se que o processo ainda seria eficiente para entregar água potável de acordo com os limites legais estabelecidos pela legislação.

Destaca-se que não existem valores legais para a presença dos elementos não dissolvidos no corpo hídrico e de acordo com os equipamentos utilizadas para análise apresentados na metodologia deste trabalho, os parâmetros continuaram sendo detectados.

Em todas as situações após o tratamento, os respectivos valores estimados são extremamente baixos, ademais, sabe-se que mesmo com essa variação bruta de carga, uma parte desses elementos serão removidos nas etapas físico-químicas, ainda que pequenas, mas considerou-se que em função da baixa concentração, seriam removidos exclusivamente no processo de nanofiltração

## 5. CONCLUSÃO E DISCUSSÕES

Neste trabalho, foram apresentadas alternativas de adaptação tecnológica da ETA de rio Manso para distribuição da água potável a partir da captação da água bruta do rio Paraopeba, que está suspensa desde a contaminação pelos rejeitos provenientes do rompimento das barragens 1, 4<sup>a</sup> e 4 da Mineradora Vale S/A, no complexo da Mina Córrego-Feijão, em Brumadinho, Minas Gerais.

A partir das alternativas de tratamento da água consideradas, utilizou-se a síntese de processos, com elaboração de superestrutura e fluxogramas de processos com as possibilidades de tratamentos avançados. Definiu-se o tratamento avançado a ser adotado bem como os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto para o sistema considerando os valores médios dos meses de janeiro e fevereiro de 2021 (período com intensas chuvas) e, no mesmo ponto de captação, ainda se considerou o dobro da carga original para avaliar se a eficiência do processo à uma variação de carga anormal abrupta.

Dentre as opções de tratamento e a partir da análise das rotas com base na engenharia de processos, buscou-se escolher a tecnologia mais promissora, levando em consideração fatores técnicos como a eficiência, a capacidade de tratamento da água bruta captada e a adaptabilidade à Estação de Tratamento de Água já existente.

Para o tratamento escolhido, de acordo com os valores estimados para os parâmetros de qualidade da água após cada etapa do processo proposto, comprovou-se que é possível entregar uma água de qualidade à população, pois todos os valores dos parâmetros de qualidade da água ficaram abaixo do valor máximo permitido para o padrão de qualidade da água potável e os valores relacionados as espécies não dissolvidas são abaixo do limite de detecção dos métodos analíticos.

Sendo assim, pode-se afirmar que o sistema SOS mais promissor é a combinação da ultrafiltração e nanofiltração, ambas com vantagens e resultados condizentes com o objetivo do trabalho.

Em 2010, a Organizações das Nações Unidas (ONU) reconheceu o acesso à água limpa e segura como um direito humano essencial para se gozar plenamente da vida e

de todos os demais direitos intrínsecos à dignidade humana.

Logo, a adaptabilidade da ETA rio Manso a um tratamento adequado, além de essencial, trará benefícios incalculáveis à população atendida pela Bacia do rio Paraopeba.

Com adoção das tecnologias complementares adequadas adaptadas ao sistema convencional da ETA rio Manso, o fornecimento de água de qualidade será garantido enquanto o rio não estiver totalmente recuperado.

Além disso, o sistema SOS proposto poderá ser usado em situações adversas, como os períodos de chuvas ou contaminação de metais pesados, visto que a mineração é uma atividade recorrente da região, além das atividades humanas antrópicas na localidade. A adaptação tecnológica trará benefícios a curto, médio e longo prazo.

É importante destacar que o foco deste trabalho é a adaptação tecnológica da ETA rio Manso com a finalidade de garantir segurança hídrica à população, conclui-se, ser evidente que apenas o tratamento convencional realizado até então pela ETA rio Manso não é suficiente para entregar uma água com padrões adequados de potabilidade de acordo com os limites legais, sendo imprescindível que seja instalado uma combinação de ultrafiltração e nanofiltração no sistema convencional pré-existente na ETA rio Manso objetivando a adequação da potabilidade da água.

Por fim, recomenda-se que:

- a avaliação periódica dos parâmetros físico-químicos no ponto de captação da ETA rio Manso para avaliar-se a necessidade do uso do tratamento SOS;
- regularmente sejam realizados relatórios de qualidade de água produzida pela ETA rio Manso por instituições especializadas independentes.

## **5.1. PARA ESTUDOS FUTUROS**

Para trabalhos futuros, recomenda-se uma avaliação completa em relação a adaptação tecnológica da ETA Rio Manso, considerando as tecnologias apresentadas na superestrutura, onde deve-se buscar:

- estimativas de investimentos associadas à instalação das tecnologias da ETA rio Manso e;
- custos de operação relacionados ao funcionamento dos processos.

## 6. ANEXOS

## ANEXO 1 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Chumbo total (mg/L).

Chumbo total (mg/L)

Limite Classe 2 DN 1/08: 0,01 mg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	0,028	0,015	0,005	0,006	0,006
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	0,069	0,005	0,006	0,007
	BP068	25	Mário Campos	0,035	0,147	0,005	0,006	0,008
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	0,04	0,09	0,005	0,012	0,008
	BP072	59	Betim	0,044	0,038	0,005	0,015	0,009
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	0,037	0,005	0,006	0,008
	BP082	123	Esmeraldas	0,023	0,036	0,005	0,012	0,007
	BP083	192	Paraopeba	0,02	0,017	0,005	0,017	0,005
	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,011	0,005
3	BP078	251	Curvelo	0,027	0,012	0,005	0,01	0,005
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,015	0,005
	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,005	0,005
4	BP099	318	Depois de Re Braço do	0,012	0,011	0,005	0,005	0,005
	BPE6	353	reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,005	0,005	0,005	0,005
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	0,005	0,005	0,005	0,005
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,005	0,005	0,005	0,005



**ANEXO 2- Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Mercúrio total (µg/L).**

Mercúrio total (µg/L)								
Limite Classe 2 DN 1/08: 0,2 µg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	2,13	0,2	0,2	0,2
	BP068	25	Mário Campos	0,2	4,23	0,2	0,2	0,2
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	0,2	1,793	0,02	0,2	0,2
	BP072	59	Betim	0,2	0,823	0,02	0,2	0,2
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	0,545	0,2	0,2	0,2
	BP082	123	Esmeraldas	0,2	0,805	0,2	0,2	0,2
	BP083	192	Paraopeba	0,2	0,841	0,2	0,2	0,2
3	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,2	0,2
	BP078	251	Curvelo	0,2	0,444	0,2	0,2	0,2
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,2	0,2
-	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,2	0,2
4	BP099	318	Depois de Retiro Baixo	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	BPE6	353	Braço do reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,2	0,2	0,2	0,2
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	0,2	0,2	0,2	0,2
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,2	0,2	0,2	0,2

### ANEXO 3 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Turbidez NTU

Turbidez NTU								
Limite Classe 2 DN 1/08: 100 NTU				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	609	439	34,1	126	150
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	30240	407	189	230
	BP068	25	Mário Campos	596	34500	40,4	243	200
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	1856	18588	44,4	340	277
	BP072	59	Betim	1268	17148	23,4	540	415
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	3487	107	103	316
	BP082	123	Esmeraldas	1010	4854	12,8	413	330
	BP083	192	Paraopeba	775	1545	12	490	115
3	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	552	145
	BP078	251	Curvelo	766	818	10,9	481	126
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	579	129
-	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	134	77,8
4	BP099	318	Depois de Retiro Baixo	546	1140	6,3	41,7	99,8
	BPE6	353	Braço do reservatório em Felixlândia	Sem dados	12,4	2,9	40,1	18
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	4,4	4,2	8	4
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	6,5	2,5	5,8	2,8

**ANEXO 4 – Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Alumínio dissolvido (mg/L).**

Alumínio dissolvido (mg/L)								
Limite Classe 2 DN 1/08: 0,1 mg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	0,35	1,17	0,17	0,19	0,06
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	0,71	0,02	0,21	0,11
	BP068	25	Mário Campos	0,54	0,63	0,02	0,21	0,07
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	0,6	0,76	0,02	0,52	0,08
	BP072	59	Betim	0,68	0,86	0,05	0,4	0,2
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	0,74	0,06	0,18	0,11
	BP082	123	Esmeraldas	0,36	1,09	0,06	0,15	0,22
	BP083	192	Paraopeba	0,18	1,45	0,1	0,54	0,07
3	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,48	0,07
	BP078	251	Curvelo	0,39	1,57	0,16	0,13	0,07
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,11	0,04
-	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,14	0,06
4	BP099	318	Depois de Re Braço do	0,26	1,16	0,12	0,07	0,05
	BPE6	353	reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,05	0,02	0,12	0,05
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	0,03	0,02	0,02	0,02
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,13	0,02	0,02	0,02

**ANEXO 5 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Manganês total (mg/L).**

Manganês total (mg/L)								
Limite Classe 2 DN 1/08: 0,1 mg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	1,392	1,172	0,023	0,644	0,509
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	19,06	0,038	0,579	0,658
	BP068	25	Mário Campos	1,69	46,27	0,138	0,586	0,516
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	1,54	24,771	0,23	1,093	0,643
	BP072	59	Betim	1,727	10,305	0,147	1,67	0,576
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	5,846	0,241	0,656	0,62
	BP082	123	Esmeraldas	1,139	7,446	0,063	1,081	0,607
	BP083	192	Paraopeba	0,882	3,907	0,019	0,63	0,345
3	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,654	0,438
	BP078	251	Curvelo	1,299	1,754	0,016	0,546	0,327
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,616	0,314
-	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,049	0,062
4	BP099	318	Depois de Re Braço do	0,716	0,42	0,018	0,07	0,043
	BPE6	353	reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,017	0,007	0,007	0,003
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	0,04	0,021	0,028	0,015
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,008	0,006	0,003	0,003

**ANEXO 6 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Ferro total (mg/L).**

Ferro total (mg/L)								
Limite Classe 2 DN 1/08: não se aplica				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	Sem dados	9,22	2,14	5,42	4,8
	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	28,52	1,19	5,44	8,87
	BP068	25	Mário Campos	Sem dados	39,35	3,7	5,51	5,01
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	Sem dados	62	2,7	9,34	6,42
	BP072	59	Betim	Sem dados	22,52	1,69	11,3	7,65
2	BPE3	113	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	12,97	1,22	4,95	6,71
	BP082	123	Esmeraldas	Sem dados	17,78	1,43	7,86	6,88
	BP083	192	Paraopeba	Sem dados	10,92	1,8	8,68	3,53
3	BP077	203	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	7,88	3,69
	BP078	251	Curvelo	Sem dados	5,62	1,73	6,46	2,96
	BP087	279	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	7,97	3,04
-	BPE9	315	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	1,99	2,05
4	BP099	318	Depois de Re	Sem dados	4,76	0,44	0,94	1,74
	BPE6	353	Braço do reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,15	0,07	0,81	0,35
5	BPE7	400	Braço do reservatório	Sem dados	0,14	0,08	0,12	0,05
	BPE8	423	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,08	0,04	0,1	0,04

**ANEXO 7 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Ferro dissolvido (mg/L).**

Ferro dissolvido (mg/L)

Limite Classe 2 DN 1/08: 0,3 mg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
<b>Montante</b>	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	0,98	1,218	0,2	0,703	0,2574
<b>1</b>	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	1,11	0,03	0,475	0,2124
	BP068	25	Mário Campos	0,97	1,24	0,03	0,503	0,2054
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	1,57	1,155	0,03	0,636	0,2505
	BP072	59	Betim	0,77	1,27	0,06	0,577	0,2024
<b>2</b>	BPE3	11	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	1,678	0,00841	0,445	0,1407
	BP082	12	Esmeraldas	0,99	1,27	0,07	0,294	0,3997
	BP083	19	Paraopeba	0,56	1,42	0,106	0,707	0,3122
<b>3</b>	BP077	20	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,859	0,2658
	BP078	25	Curvelo	1,189	1,817	0,1543	0,267	0,2984
	BP087	27	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,1707	0,1927
<b>-</b>	BPE9	31	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,247	0,165
<b>4</b>	BP099	31	Depois de Retiro Baixo	0,443	1,14	0,1248	0,1738	0,1133
<b>5</b>	BPE6	35	Braço do reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,03	0,03	0,223	0,0837
	BPE7	40	Braço do reservatório	Sem dados	0,03	0,03	0,03	0,03
	BPE8	42	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,0074	0,03	0,03	0,03

# ANEXO 8 - Parâmetros de qualidade de água rio Paraopeba - Cobre dissolvido (mg/L).

Cobre dissolvido (mg/L).

Limite Classe 2 DN 1/08: 0,009 mg/L				Série Histórica : 2000-2018	Série emergencial até 60 dias após o rompimento		fevereiro de 2021	março de 2021
Trecho	Pontos	Rio Paraopeba: distância (km) e local		Máximo	Máximo	Mínimo	Máximo	Mínimo
Montante	BP036	-10	Brumadinho (a montante)	0,0149	0,004	0,004	0,703	0,004
1	BPE2	20	Captação RMBH em Brumadinho	Sem dados	0,005	0,004	0,475	0,004
	BP068	25	Mário Campos	0,004	0,006	0,004	0,503	0,004
	BP070	42	S. Joaquim de Bicas	0,004	0,006	0,004	0,636	0,004
	BP072	59	Betim	0,004	0,007	0,004	0,577	0,004
2	BPE3	11	Mont. Capt. Pará de Minas	Sem dados	0,0104	0,004	0,445	0,004
	BP082	12	Esmeraldas	0,004	0,0072	0,004	0,294	0,004
	BP083	19	Paraopeba	0,01	0,0092	0,004	0,707	0,004
3	BP077	20	Paraopeba	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,859	0,004
	BP078	25	Curvelo	0,008	0,0065	0,004	0,267	0,004
	BP087	27	Antes de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,004	0,004
-	BPE9	31	Rib. Gomes, foz depois de Retiro Baixo	Sem dados	Sem dados	Sem dados	0,004	0,004
4	BP099	31	Depois de Retiro Baixo	0,004	0,034	0,004	0,004	0,004
	BPE6	35	Braço do reservatório em Felixlândia	Sem dados	0,004	0,004	0,004	0,004
5	BPE7	40	Braço do reservatório	Sem dados	0,004	0,004	0,004	0,004
	BPE8	42	Dentro do reservatório de Três Marias	Sem dados	0,004	0,004	0,004	0,004

**ANEXO 9 - Membranas de fibra oca - Microfiltração. Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 10 - Membrana Microfiltração. Tratamento de Água de rio para uso industrial.**





**ANEXO 11 - Membranas de Ultrafiltração – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 12 - Membranas de Ultrafiltração – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 13 - Membranas de Nanofiltração – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 14 - Sistema de Osmose Inversa– Tratamento de Água de rio para uso industrial**





**ANEXO 16 - Sistema de Osmose Inversa– Tratamento de Água de rio para uso industrial**



**ANEXO 17 - Sistema Troca iônica – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 18 - Sistema Troca iônica – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**ANEXO 20 - Sistema Carvão Ativado – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



**Anexo 21 - Sistema POA – Tratamento de Água de rio para uso industrial.**



## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público – Procedimento**. São Paulo, S.P. 1992. Disponível em: <https://www.abntcatalogo.com.br/norma.aspx?ID=002898>. Acesso em: 1 jun. 2021.

ABRÃO, A. **Operações de troca iônica**. São Paulo: 1972. Disponível em: <https://www.ipen.br/biblioteca/slr/cel/0399>. Acesso em: 15 mai. 2021.

ALVES, H. R.; **O Estado de coisas inconstitucional face ao reiterado rompimento de barragens no Brasil**. 2019. ResearchGate. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/342614725\\_o\\_estado\\_de\\_coisas\\_inconstitucional\\_face\\_ao\\_reiterado\\_rompimento\\_de\\_barragens\\_no\\_brasil](https://www.researchgate.net/publication/342614725_o_estado_de_coisas_inconstitucional_face_ao_reiterado_rompimento_de_barragens_no_brasil). Acesso em: 1 jun. 2021.

AMIRTHARAJAH, A., MILLS, K. M. *Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation*. **J. Am. Water Works Assoc.**, Denver, v. 74, n. 4, p. 210-216, Apr. 1988.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)**. Portal da Qualidade das Águas. 2010. Ana.gov.br. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>. Acesso em: 1 jun. 2021.

AZAÏS, A.; MENDRET, J.; PETIT, E. *Evidence of solute-solute interactions and cake enhanced concentration polarization during removal of pharmaceuticals from urban wastewater by nanofiltration*. **Water Research**, v. 104, p. 156–167, 2016.

AZEVEDO NETTO, J. M. A. **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água**. v. 2, 2ª ed., São Paulo, SP; CETESB, 1979.

BAKER, M. N. **The quest for pure water; the history of water purification from the earliest records to the twentieth century**. New York American Water Works Assn., 1948.

BAKER, R. W. **Membrane technology and applications: e-papers**. 2.º. ed. London: John Wiley & Sons, 2004.

BAKER, R. W. **Membrane Technology and Applications**. 3.º. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

BCC RESEARCH, **BCC Research: Market Research Reports & Industry Analysis**. [site de internet], 2014. Disponível em: <https://www.bccresearch.com/>. Acesso em: 1 jun. 2021.

BRACEIRO, A. P. S. **Utilização da Tecnologia de Separação por Membranas na Reabilitação de Sistemas de Tratamento de Água**. Dissertação, Universidade Nova de Lisboa, 2014. Disponível em: [https://run.unl.pt/bitstream/10362/14201/1/Braceiro\\_2014.pdf](https://run.unl.pt/bitstream/10362/14201/1/Braceiro_2014.pdf). Acesso em: 03 ar. 2021.



BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L. **Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável**. 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BAZZOLI, N. **O Uso da Desinfecção no Combate à Cólera**. Apostila da Fundação Nacional de Saúde – Coordenação Regional de Minas Gerais. Recife: FNS/Opas. (Mimeo); 1993.

BENEFIELD, L. D., JUDKINS JR., J. F., WEAND, B. L. **Process chemistry for water and wastewater treatment**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1982.

BRASIL. MINISTÉRIO DA ECONOMIA. **Relatórios**. 2019. Disponível em: <https://www.gov.br/economia/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/relatorios>. Acesso em: 1 mai. 2021.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria n.º 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Ministério da Saúde, Brasília, D.F. 2011. Disponível em: [https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914\\_12\\_12\\_2011.html](https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html). Acesso em: 10 mar. 2021.

CASTEÑEDA, D. M. A. **Remoção de sulfeto de hidrogênio, ferro e manganês de águas de abastecimento através dos processos de dessorção gasosa, nanofiltração e oxidação com permanganato de potássio**. 2010. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Porto Alegre, 2010.

CBHSF - COMITÊ DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO. **CBH do Rio Paraopeba (SF3) – MINAS GERAIS**. CBHSF. 2021. Disponível em: <https://cbhsaofrancisco.org.br/>. Acesso em: 1 jun. 2021.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice D Índices de Qualidade das Águas Índice**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde ambiental, São Paulo, SP. 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 11 mai. 2021.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de informação toxicológica- Alumínio**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde ambiental, São Paulo, SP. 2012. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Aluminio.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2021.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de informação toxicológica- Cobre**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde ambiental, São Paulo, SP. 2012. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Cobre.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2021.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Ficha de informação toxicológica- Mercúrio**. Divisão de Toxicologia Humana e Saúde ambiental, São Paulo, SP. 2012. Disponível em: <https://www.cetesb.sp.gov.br/laboratorios/wp-content/uploads/sites/24/2013/11/Aluminio.pdf>. Acesso em: 15 mar. 2021.

CHAMON, R. P. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro industrial pelo processo de osmose inversa: estudo de caso**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

CHARCOSSET, C. *Membrane processes in biotechnology: an overview*. *Biotechnol.* v. 24, 2006.

CHEPCANOFF, V. **Separação e recuperação de Cromio e outros elementos de valor em soluções de trabalho e resíduos industriais de galvanoplastia por troca iônica**. IPEN, São Paulo, SP. 2001. Disponível em: [http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Vera%20Chepcanoff\\_M.pdf](http://pelicano.ipen.br/PosG30/TextoCompleto/Vera%20Chepcanoff_M.pdf). Acesso e 22 abr. 2021.

CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 274/2000 - Revisa os critérios de Balneabilidade em Águas Brasileiras**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, D.F. 2000. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>. Acesso em: 1 jun. 2021.

CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 357/2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, D.F. 2005. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 1 jun. 2021.

CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 430/2011 - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução No 357, De 17 De Março De 2005**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, D.F. 2011. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 1 jun. 2021.

CONAMA. **Resolução CONAMA n.º 454/2012 - Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, D.F. 2012. Disponível em: <http://www.suape.pe.gov.br/pt/publicacoes/245-resolucao/1354-resolucao-conama-n-454-2012?layout=publicacoes>. Acesso em: 1 jun. 2021.

COSTA, R. H. R. **Estudos comparativos da eficiência de filtros lentos de areia convencionais e de fluxo ascendente**. 1980. 1 v. Dissertação (Mestre) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1980.

CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. *OneGeology South America*. Ministério

de Minas e Energia, Brasília, D.F. [site de internet], 2014. Disponível em: [http://www.cprm.gov.br/publique/media/assuntos\\_internacionais/Presentation\\_CPRM\\_Activities.pdf](http://www.cprm.gov.br/publique/media/assuntos_internacionais/Presentation_CPRM_Activities.pdf). Acesso em: 11 mar. 2021.

CRITTENDEN, J. C.; TRUSSELL, R. R.; HAND, D. W.; HOWE, K. J.; TCHOBANOGLOUS, G. **MWH's Water Treatment: Principles and Design**. 3.<sup>a</sup> ed. John Wiley & Sons, Inc. 2012.

CUBILLOS, A., **Calidad y Control de La polucion del Água. Mérida: CIDIAT/Centro Interamericano de Desarrollo Integral de Águas y Tierras**. Mimeo. Série Ambiente y Recursos Naturales Renovables, AR 14. 1981.

CUSTÓDIO, E.; LLAMAS, R. **Hidrologia Subterrânea**. Volumes 1 e 2. Ed. Ômega. Barcelona. 1981.

DEGRÉMONT. **Water treatment handbook**. 7.<sup>a</sup> ed., vol. 2. Cedex: Degrémont, 2007.

DI BERNARDO, L. **Coagulação e Floculação**. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, SP, 1992.

DI BERNARDO, L. **Métodos e técnicas de Tratamento de Água**. v. 2. Rio de Janeiro. ABES, 1993.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de Água para Abastecimento por Filtração Direta**. PROSAB 3. Rio de Janeiro: Rima, 2003. Disponível em <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-deprogramas/prosab/DiBernardo.pdf>. Acesso em 05 mar. 2021.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. 2.<sup>o</sup> ed. São Carlos: RIMA, vol. 1 e 2, 2005.

DOEDERER, K.; FARRÉ, M. J.; PIDOU, M. *Rejection of disinfection by-products by RO and NF membranes: Influence of solute properties and operational parameters*. **Journal of Membrane Science**, v. 467, p. 195–205, 2014.

DOMÈNECH, X.; JARDIM, W. F.; LITTER, M. I. *Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes*. In: **Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogênea**, cap. 1, Rede CYTED, La Plata, 2001.

DOYEN, W. **Latest developments in ultrafiltration for large-scale drinking water applications**. **Desalination**, n. 113, p. 165-177, 1997.

DRIEHAUS, W.; JEKEL, M. *Determination of as (III) and total inorganic arsenic by on-line pretreatment in hydride generation atomic absorption spectrometry*. **Fresenius J Anal Chem**. n. ° 343, p. 352–356, 1992.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Low-pressure membrane filtration for pathogen removal: application, implementation, and regulatory issues**. United

States Environmental Protection Agency, Office of Water. 2001.

FAIR, G. M.; GEYER, J. C. & OKUM, D. A. **Water and Wastewater Engineering**. New York: John Wiley & Sons, 1954.

FIORENTIN, L. D. F.; **Remoção de corante de efluente da indústria têxtil utilizando processos com membranas e adsorção em bagaço de laranja**. Maringá: Universidade Estadual de Maringá. Tese de doutorado, 2009.

FREITAS, R.; ALMEIDA, F; **Um ano após tragédia da Vale, dor e luta por justiça unem famílias de 259 mortos e 11 desaparecidos**. Brumadinho. [site de internet], 2020. Disponível em: <https://g1.globo.com/mg/minas-gerais/noticia/2020/01/25/um-ano-apos-tragedia-da-vale-dor-e-luta-por-justica-unem-familias-de-259-mortos-e-11-desaparecidos.ghtml>. Acesso em 15 fev. 2021.

FUNASA. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Ministério da saúde, Brasília, D.F. 2009. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/documents/20182/38937/Manual+de+controle+da+qualidade+da+%C3%A1gua+para+t%C3%A9cnicos+que+trabalham+em+ETAS+2014.pdf/85bbdc-bc-8cd2-4157-940b-90b5c5bcfc87>. Acesso em: 19 mai. 2021.

GILES, C. H.; MACEWAN, T. H.; NAKHWA, S. N.; SMITH, D. *A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption*. **Journal Chem. Soc.**, 3973, 1960.

GOMIDE, R. **Operações Unitárias**. São Paulo: Edição do autor, 1980.

GREBBY, S., SOWTER, A., GLUYAS, J.; TOLL, D.; GEE, D.; ATHAB, A.; GIRINDRAN, R. *Advanced analysis of satellite data reveals ground deformation precursors to the Brumadinho Tailings Dam collapse*. **Commun Earth Environ**2, v. 2, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00079-2>. Acesso em: 20 mai. 2021.

HABASHI, F. **A textbook of Hydrometallurgy. Métallurgie Extrative Québec**. Enr. Québec Canadá, p. 375 – 405, 1993.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. 2. ed. rev. e atual. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

HERNANDEZ, F. B. T.; SILVA, C. R.; SASSAKI, N.; BRAGA, R. S. **Qualidade de água em um sistema irrigado no noroeste paulista** [Resumo]. Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola (CONBEA), Foz de Iguaçu, Brasil. 2001. Disponível em: [http://www2.feis.unesp.br/irrigacao/pdf/cobea\\_fetb.pdf](http://www2.feis.unesp.br/irrigacao/pdf/cobea_fetb.pdf). Acesso em: 12 abr. 2021.

HILAL, N.; AL-ZOUBI, H.; MOHAMMAD, A. W.; DARWISH, N. A. **Nanofiltration of highly concentrated salt solutions up to sea water salinity**. **Desalination**. n. ° 184, pp. 315–326. 2005.

HINES, A. L.; MADDOX, R. N. **Mass Transfer. Fundamentals and Applications**. New

Jersey: Prentice Hall PTR, 1985.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva, Belgium: World Health Organization, 1974.

HUANG, C. P., DONG, C., TANG, Z. *Advanced Chemical Oxidation: Its Present role and Potential future in hazardous waste treatment*. **Waste Management**, n. ° 13, p. 361-377, 1993.

HWANG, K. J.; SZ, P. **Effect of membrane por size on the performance of cross-flow microfiltration of BSA/dextran mixtures**, Journal of Membrane Science. v. 378, p. 272-279, 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. Departamento de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro. IBGE, 2002. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 14 mar. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama – Paraopeba, M.G.** Brasília, D.F. [site de internet]. 2010. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/paraopeba/panorama>. Acesso em: 13 abr. 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Panorama – Brumadinho, M.G.** Brasília, D.F. [site de internet]. 2019. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/brumadinho/panorama>. Acesso em: 13 abr. 2021.

IBRAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Mineração industrial brasileira fecha 2020 com desempenho positivo**. Disponível em: [https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2021/02/Apresentacao\\_Resultados\\_Setor\\_Mineral\\_2020-1.pdf](https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2021/02/Apresentacao_Resultados_Setor_Mineral_2020-1.pdf). Acesso em: 10 mar. 2021.

IGAM - INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS. **Qualidade das Águas do Rio Paraopeba, após o desastre na barragem B1 da Mineradora Vale/SA no município de Brumadinho. Belo Horizonte, MG**. Boletim Informativo ao cidadão. n.º 22, 2021. Disponível em: [http://www.feam.br/images/stories/2021/recuperacao\\_paraopeba/boletim\\_do\\_cidadao\\_n%c2%ba\\_22\\_final.pdf](http://www.feam.br/images/stories/2021/recuperacao_paraopeba/boletim_do_cidadao_n%c2%ba_22_final.pdf). Acesso em: 13 mar. 2021.

KABSCH-KORBUTOWICZ, M. **Impact of pre-coagulation on ultrafiltration process performance**. 2006. ResearchGate. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/239163311\\_Impact\\_of\\_precoagulation\\_on\\_ultrafiltration\\_process\\_performance](https://www.researchgate.net/publication/239163311_Impact_of_precoagulation_on_ultrafiltration_process_performance). Acesso em: 1 jun. 2021.

KELEWOU, H.; LHASSANI, A.; MERZOUKI, M. **Salts retention by nanofiltration membranes: Physicochemical and hydrodynamic approaches and modeling**. 2011. ResearchGate. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/251555212\\_Salts\\_retention\\_by\\_nanofiltration](https://www.researchgate.net/publication/251555212_Salts_retention_by_nanofiltration)

membranes\_Physicochemical\_and\_hydrodynamic\_approaches\_and\_modeling. Acesso em: 1 jun. 2021.

KESTING, R. E. ***Synthetic Polymeric Membranes***, Mcgraw Hill, New York (1972).

KUCERA, J. ***Reverse Osmosis. Industrial Applications and Processes***. John Wiley&Sons, New Jersey, USA. Scrivener, 2010.

KURODA, E. K.; DI BERNARDO L. Tratamento de Água de Abastecimento utilizando Filtro de Pedregulho com escoamento Ascendente como Pré-tratamento à Filtração Rápida Descendente. ***XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS***. Cancún, México. 2002.

LAUBUSCH, E. J. *Chlorination and other disinfection processes. In: Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies*. American Water Works Association. p. 158-224, New York: McGraw-Hill Book Company. 1971.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. **Metais pesados no ensino de química**. Química nova na escola. v. 33, n.º. 4, p. 199-202, 2011.

LIU, J.; GOYER, R. A.; WAALKES, M. P. Efeitos tóxicos dos metais. ***In: KLAASSEN, C. D.; WATKINS, III JB. Fundamentos em Toxicologia de Casarett e Doull***. Porto Alegre: Artmed; LIBÂNIO, M. Índices de Qualidade da água. ***In: Fundamentos de qualidade e tratamento de água***, 3.ª ed. Campinas: átomo, 2010.

LOEB, S.; SOURIRAJAN, S. ***Sea Water Demineralization by Means of an Osmotic Membrane***. *Advances in Chemistry*. v. 38. 1963. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/ba-1963-0038.ch009>. Acesso em: 10 mai. 2021.

MACHADO, W. G. F. **Monitoramento de barragens de contenção de rejeitos da mineração**. 2007. Dissertação de Mestrado - Curso de Engenharia de Minas e Petróleo, Departamento de Minas e de Petróleo, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

MASSE, L.; MASSÉ, D. I.; PELLERIN, Y. ***The use of membrane for the treatment of manure: a critical literature review***. Biosystems Engineering. v. 98, p. 371-380, 2007.

MENDES, B.; OLIVEIRA, J. F.; **Qualidade da água para consumo humano**. LIDEL - Edições Técnicas, Lda., 2004.

MENDES, C. G. N. **Estudo da coagulação e floculação de águas sintéticas e naturais com turbidez e cor variáveis**. São Carlos: USP, 1989.

METCALF, L.; EDDY, H. P. ***Wastewater Engineering: Treatment, Reuse and Disposal***. 4.ª ed. Singapura: McGraw-Hill Book Co, 2003.

MEYER, S. T. ***Chlorine Use in Water Disinfection, Trihalomethane Formation, and Potential Risks to Public Health***. *Cad. Saúde Públ.*, Rio de Janeiro, n.º 10, v. 1, p. 99-

110, Jan/Mar, 1994.

MIERZWA, J. C. Processos de Separação por Membranas para Tratamento de Água. *In*: PÁDUA, V. L. (coord.). **Contribuição ao estudo da remoção de cianobactérias e microcontaminantes orgânicos por meio de técnicas de tratamento de águas para consumo humano**. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

MINISTÉRIO PÚBLICO DE MINAS GERAIS – MPMG. **MPMG organiza visita técnica a obras que visam a recuperação socioambiental da Bacia do Rio Paraopeba**. [site de internet], 2019. Disponível em: <https://www.mpmg.mp.br/comunicacao/noticias/mpmg-organiza-vista-tecnica-a-obras-que-visam-a-recuperacao-socioambiental-da-bacia-do-rio-paraopeba.htm>. Acesso em: 1 jun. 2021.

MOREIRA, F. C.; BOAVENTURA, R. A. R.; BRILLAS, E.; VILAR, V. J. P. ***Electrochemical advanced oxidation processes: A review on their application to synthetic and real wastewaters***. *Appl. Catal. B Environ.* 2018. Disponível em: <https://www.x-mol.com/paper/160949>. Acesso em 12 abr. 2021.

MULDER, M. ***Basic principles of membrane technology***. 2.<sup>a</sup> ed. Dordrecht: Kluwer Academic, 1996.

NAGANO, S.; TAMON, H.; ADZUMI, T.; NAKAGAWA, K.; SUZUKI, T. ***Activated carbon from municipal waste, Carbon***. v.38, n.6, p. 915-920, 2000.

NASCIMENTO, C. W. A.; FONTES, R. L. F. Correlação entre características de Latossolos e parâmetros de equações de adsorção de cobre e zinco. ***Revista Brasileira de Ciência do Solo***. n. 28, v. 6, p. 965-971, 2004.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA A. C. A.; VIDAL, C. B. V.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. ***Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais***. Imprensa Universitária da Universidade, 2012.

NGHIEM, L. D.; HAWKES, S. ***Effects of membrane fouling on the nanofiltration of pharmaceutically active compounds (PhACs): Mechanisms and role of membrane pore size***. *Separation and Purification Technology*, v. 57, n. 1, p. 176–184, 2007.

NHMRC-NRMMC, O. I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. ***Combination of Advanced Oxidation Processes and biological treatments for wastewater decontamination - A review***. *Sci. Total Environ.* 2011.

NÓBREGA, R.; BORGES, C.; HABERT, A. ***Apostila do Curso de Processos de Separação com Membranas***. Maringá, 1997.

NOGUEIRA, R. F. P.; GUIMARÃES, J. R. ***Photodegradation of dichloroacetic acid and 2,4-dichlorophenol by ferrioxalate/ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> system***. *Water Research*, n. ° 34, v. 3, p. 895-901, 1999.

NOLL, K. E.; GOUNARIS, V.; HOU, W. ***Adsorption Technology for Air and Water***

**Pollution Control. Inc.** Lewis Publishers, Michigan, USA, 1992.

OLIVEIRA, A. P. **Recursos Hídricos e Tratamento de Águas na Mineração**, CETEM. 2001.

OLIVEIRA, J. P. **Valoração do resíduo sólido urbano: síntese de processos, superestrutura e evte**; Dissertação (mestrado), Programa de pós-graduação em Engenharia Química, Escola de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2021.

PAVANELLI, G. **Eficiência De Diferentes Tipos De Coagulantes Na Coagulação, Floculação E Sedimentação De Água Com Cor Ou Turbidez Elevada**. [S.l.], 2001. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-21012003-084719/publico/Pavanelli%2BG.pdf>. Acesso em: 01 jun. 2021.

PELEGRIN, D. C. **Microfiltração tangencial de efluente sanitário após tratamento biológico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 131 p, 2004.

PERLINGEIRO, C. A. G. **Engenharia de Processos: Análise, Simulação, Otimização e Síntese de Processos Químicos**. São Paulo: Blucher, 2005.

PINO, L.; VARGAS, C.; SCHWARZ, A. *Influence of operating conditions on the removal of metals and sulfate from copper acid mine drainage by nanofiltration*. **Chemical Engineering Journal**, v. 345, p. 114–125, 2018.

PIUCI, J.; FENZL, N. **Ocorrência, consequência e remoção do ferro nas águas subterrâneas**. Revista Águas Subterrâneas, v. 4, n. 1, 1981.

PMBH – PREFEITURA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. **Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte 2020/2023**. Belo Horizonte, M.G. v. 1 e 2. Textos. [site de internet], 2020. Disponível em: [https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2021/\\_pms2020-2023\\_texto\\_completo.pdf](https://prefeitura.pbh.gov.br/sites/default/files/estrutura-de-governo/obras-e-infraestrutura/2021/_pms2020-2023_texto_completo.pdf). Acesso em 06 abr. 2021.

RADJENOVIĆ, J.; PETROVIĆ, M.; VENTURA, F. *Rejection of pharmaceuticals in nanofiltration and reverse osmosis membrane drinking water treatment*. **Water Research**, v. 42, n. 14, p. 3601–3610, 2008.

RICHTER, C.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo: Editora Edgard Blucher, 1991.

RICHTER, C.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de Água: Tecnologia atualizada**. Blucher: São Paulo, 2001.

RICHTER, C. **Água: métodos e tecnologia de tratamento**. Ed. Blucher, Hemfibra tecnologia em saneamento. 2009. Disponível em: [http://plataforma.redesan.ufrgs.br/biblioteca/pdf\\_bib.php?COD\\_ARQUIVO=18072](http://plataforma.redesan.ufrgs.br/biblioteca/pdf_bib.php?COD_ARQUIVO=18072).



Acesso em 10 abr. 2021.

ROCHA, J. **Coagulação e Floculação. Floculação no tratamento de água.** Brasil Escola [site de internet], 2014. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/quimica/coagulacao-floculacao.htm>. Acesso em: 1 jun. 2021.

ROSSIN, A. C. Desinfecção. *In: Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água (Tratamento de Água)*, v. 2, São Paulo: CETESB/ASCE- TESB, 1987.

SANEAMENTO DE GOIÁS S/A. **Operação De Estação De Tratamento De Água manuais atuais manual – Mt-32. Noções Sobre Tratamento De Água.** Superintendência De Recursos Humanos Gerência De Desenvolvimento De Pessoal. Goiás, GO. 2006. Disponível em: <https://www.slideshare.net/GiovannaOrtiz/taa-5>. Acesso em: 10 abr. 2021.

SCALIZE, P. S.; DI BERNARDO, L. Caracterização da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água e dos sobrenadantes e sedimentos obtidos após ensaios de clarificação utilizando polímero aniônico [CD-ROM]. *In: Trabalhos Técnicos.* Porto Alegre: AIDIS/ABES. 2000.

SCHAFER, A. I.; ANDRITSOS, N.; KARABELAS, A. J.; HOEK, E. M. V.; SCHNEIDER, R.; NYSTRÖM, M. **Fouling in Nanofiltration.** USA: Elsevier. 2004.

SCHEER, A. P.; VON MEIEN, O. F.; VASCO DE TOLEDO, E. C.; MACIEL FILHO, R.; WOLF MACIEL, M. R. *A versatile equilibrium approach applied to adsorption process.* *In: AIDIC Conference Series*, Italy: Eisevier, v.5, p.285-292, 2002.

SCHNEIDER, R. P.; TSUTIYA, M. T. **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reuso.** 1.<sup>a</sup> Ed. São Paulo: Associação Brasileira De Engenharia Sanitária, 2001.

SESMG – SECRETARIA ESTADUAL DE SAÚDE DE MINAS GERAIS. **Portaria GM/MS Nº 518, de 25 de março de 2004.** Secretaria de Estado de Saúde de Minas Gerais. 2012. Disponível em: [https://www.saude.mg.gov.br/index.php?option=com\\_gmg&controller=document&id=89](https://www.saude.mg.gov.br/index.php?option=com_gmg&controller=document&id=89) 1. Acesso em: 1 jun. 2021.

SHI, B.; LI, G.; WANG, D.; FENG, C.; TANG, H. *Removal of direct dyes by coagulation: The performance of preformed polymeric aluminum species.* **Journal of Hazardous Materials**, 143, p. 567-574, 2007.

SIAM – MG. SISTEMA INTEGRADO DE INFORMAÇÃO AMBIENTAL. **Decreto n.º 41 de 08 de março de 2001. Regulamenta a Lei n.º 13.199, de 29 de janeiro de 1999, que dispõe sobre Política Estadual de Recursos Hídricos.** Diário do Executivo, Minas Gerais, M.G. 2001. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=689>. Acesso em: 1 jun. 2021.

SIAM – MG. SISTEMA INTEGRADO DE INFORMAÇÃO AMBIENTAL. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.**

Diário do Executivo, Minas Gerais, M.G. 2008. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151> Acesso em: 1 jun. 2021.

SOUSA, F. W.; MOREIRA, S. A.; OLIVEIRA, A. G.; CAVALCANTE, R. M.; NASCIMENTO, R. F.; ROSA, M. F. **Uso da casca de coco verde como adsorbente na remoção de metais tóxicos.** Química Nova, São Paulo, v. 30, n. 5, p. 1153-1157, set./out. 2007. Disponível em: [http://quimicanova.sbq.org.br/detalhe\\_artigo.asp?id=1735](http://quimicanova.sbq.org.br/detalhe_artigo.asp?id=1735). Acesso em: 12 abr. 2021.

SOUZA, W. A. **Tratamento de água.** Ed. CEFET-RN. Divisão de Serviços Técnicos. Natal, R. N. 2007.

STREIT, K. **Estudo Da Aplicação De Processos De Separação Com Membranas No Tratamento De Efluentes De Curtume: Nanofiltração E Eletrodialise.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Escola de Engenharia Programa De Pós-Graduação em Engenharia de Minas, metalúrgica e de materiais - PPGE3M. 2011. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/32595/000786593.pdf?sequence=1>. Acesso em: 1 jun. 2021.

STURM, P. C. **Microfiltração: Filtração.** 2012. Disponível em: [http://www.meiofiltrante.com.br/materias\\_ver.asp?action=detalhe&id=816&revista=n5\\_9](http://www.meiofiltrante.com.br/materias_ver.asp?action=detalhe&id=816&revista=n5_9). Acesso em: 3 fev. de 2021.

TELLES, J. P. G. **Avaliação teórica da utilização de membranas semipermeáveis na filtragem de efluentes líquidos.** [Trabalho de graduação]. Faculdade de Tecnologia e Ciências Sociais Aplicadas – FATECS, Brasília, D.F. 2016.

TENÓRIO, J. A. S.; ESPINOSA, D. C. R. **Treatment of chromium plating process effluents with ion exchange resins, Waste Management**, v. 21, n. ° 7, p. 637-642. 2001.

TERAN, F. Aplicação de fotocatalise heterogênea e homogênea para a remoção de cor em efluentes provenientes de indústria de processamento de couro. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 3, 31 ago. 2014. Disponível em: DOI: 10.5902/2236130813232. Acesso em: 16 mai. 2021.

TOLEDO, G. L.; NICOLELLA, G.; **Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano.** Scientia Agrícola. v.59, n.1, p. 181-86, 2002.

TRINDADE, R. S. **Caracterização de membranas poliméricas aplicadas ao processo de microfiltração.** Universidade Federal do Rio Grande do Sul Escola de Engenharia de Materiais. 2010. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/25808/000751631.pdf?sequence=>.

Acesso em: 1 jun. 2021.

VAZ, L. G. L.; KLEN, M. R. F.; VEIT, M. T. **Avaliação da eficiência de diferentes agentes coagulantes na remoção de cor e turbidez em efluente de galvanoplastia.** *Eclética Química*, v. 35, n. 4, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eq/a/GPGnqcWnqbF9pYPqPn5jJgG/?lang=pt>. Acesso em: 1 jun. 2021.

VIANA, P. Z. **Biorreator com Membrana Aplicado ao Tratamento de Esgotos Domésticos: Avaliação do Desempenho de Módulos de Membranas com Circulação Externa.** Dissertação, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2004.

VIGNESWARAN, S.; SATHANANTHAN, S.; SHON, H. K.; KANDASAMY, J.; VISVANATHAN, C. *Delineation of Membrane Process*. p 45-58. **In: Membrane technology and environmental applications.** American Society of Civil Engineers, 2012.

WERNECK, G., LUIZ RIBEIRO. **Lama da barragem de Brumadinho já afetou abastecimento de água em 16 municípios.** Estado de Minas [site de internet], 2019. Disponível em: [https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2019/02/26/interna\\_gerais,1033727/lama-da-barragem-ja-afetou-fornecimento-de-agua-em-16-municipios.shtml](https://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2019/02/26/interna_gerais,1033727/lama-da-barragem-ja-afetou-fornecimento-de-agua-em-16-municipios.shtml). Acesso em: 1 jun. 2021.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for Drinking-Water Quality.** Geneva: WHO. 2004. Disponível em: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/GDWQ2004web.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/GDWQ2004web.pdf). Acesso em: 13 mai. 2021.

WRENCKE, D. **Cobre: etiopatogenia e tratamento.** Seminário apresentado na disciplina Transtornos Metabólicos dos Animais Domésticos, Programa de Pós-Graduação em Ciências Veterinárias, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2014. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/lacvet/site/wp-content/uploads/2014/11/cobre.pdf>. Acesso em: 15 mai. 2021.

YONG, R.; MOHAMED, N.; ABDEL-MOHSEN, O.; WARKENTIN, B. P. **Princípios de transporte de contaminantes em solos.** Elsevier, 1992.

YOON, Y.; CANLI, G. Z.; SCHWARZ, N. **The Effect of Corporate Social Responsibility (CSR) Activities on Companies with Bad Reputations.** 2006. ResearchGate. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/247353151\\_The\\_Effect\\_of\\_Corporate\\_Social\\_Responsibility\\_CSR\\_Activities\\_on\\_Companies\\_With\\_Bad\\_Reputations](https://www.researchgate.net/publication/247353151_The_Effect_of_Corporate_Social_Responsibility_CSR_Activities_on_Companies_With_Bad_Reputations). Acesso em: 1 jun. 2021.

YOUNSSI, S. A.; LARBOT, A.; PERSIN, M.; SARRAZIN, J.; COT, L. *Rejection of mineral salts on a gamma alumina nanofiltration membrane application to environmental process.*

*Journal of Membrane Science*, v. 102, p. 123-129. 1995.

ZAKON, A.; PESSOA, F. L. P. **As engenharias de processo, projeto e processos químicos industriais.** 2000. Disponível em: <http://www.abenge.org.br/CobengeAnteriores/2000/artigos/068.PDF>. Acesso em: 20 abr. 2021.

ÇEÇEN, F.; AKTAŞ, Ö. **Activated Carbon for Water and Wastewater Treatment: Integration of Adsorption and Biological Treatment.** Wiley-VCH Verlag & Co. KGaA. Germany, 2012.